



**Rute Carla Mansidão dos Santos**

Licenciada em Ciências de Engenharia do Ambiente

## **Modelação Matemática da Qualidade da Água**

### **Ribeira de Seda e da Raia**

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia do Ambiente,  
Perfil em Engenharia Sanitária

Orientador: Professor Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho, Professor  
Auxiliar, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Prof. Doutor António Fernandes Rodrigues

Arguente(s): Prof. Doutor António Pedro de Nobre Carmona Rodrigues

Vogal(ais): Prof. Doutor Pedro Manuel da Hora Santos Coelho



**Maio de 2018**







# **Modelação Matemática da Qualidade da Água**

Ribeira da Seda

*Copyright* © Rute Carla Mansidão dos Santos,

Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa,

Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologias e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objetivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.



“A menina gotinha de água  
Que foi nuvem no ar  
Chuva abençoada  
Fonte a brotar  
Ribeiro a saltar  
Rio a correr  
E mar uma vez mais.”

Sophia de Mello Breyner





## **Agradecimentos**

Ao Professor Doutor Pedro Manuel Santos Coelho, a orientação, disponibilidade e apoio durante a realização da presente dissertação. Paralelamente, agradeço a tolerância, a boa disposição com a qual me recebia e incentivo contínuo ao longo de todo o meu percurso académico.

À Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia a disponibilização dos dados necessários à concretização do estudo desenvolvido. Agradeço a todos os funcionários da Associação, em especial ao Eng.º Gonçalo Sousa, pela sua empenhada colaboração e disponibilidade para a realização deste trabalho.

À mãe, a quem dedico este trabalho, pelo carinho, amor e apoio incondicional durante todas as etapas da minha vida. Assim como todos os princípios e valores que me inculuiu.

À memória do pai, pela educação, pela ambição e pela infinita vontade de aprender.

A toda a minha família, em especial ao meu irmão Guido, por todo o incentivo e força que me transmitiu para concluir esta etapa.

Ao Fernando, pela partilha diária de conhecimentos e pela ajuda no desenvolvimento desta dissertação.

Aos meus estimados amigos e todas as pessoas presentes na minha vida que de certa forma tentam colorir os meus dias. Em especial, à Daniela, Sara, Marta, Rita, Diana, Adriana, Ana, João, Carolina, Júnior e Madú, que estiveram presentes no desenvolvimento deste trabalho, através da sua amizade, apoio e paciência.

A todos os professores da FCT por todos os conhecimentos que me transmitiram ao longo do meu percurso académico.

Ao Luís, pela paciência, carinho, compreensão e incontáveis palavras de ânimo.



## Resumo

Em Portugal, a importância dos recursos hídricos foi, durante muitas décadas, maioritariamente, entendida para satisfazer as necessidades dos setores económicos e a qualidade de vida dos cidadãos. Porém, nos dias de hoje, as preocupações são dirigidas ao desenvolvimento sustentável, que procura garantir a disponibilidade da água em quantidade e qualidade, tendo em atenção as questões de natureza económica, ambiental e social. Cada vez mais, nacional e internacionalmente, multiplicam-se iniciativas de gestão e planeamento que valorizam este recurso.

Os rios responsáveis pelo transporte e distribuição da água, recebem cargas poluentes de origem tóxica e difusa nos seus leitos, sendo sujeitos à constante contaminação e alteração da qualidade da água. Em redor do leito dos rios, é prática comum o uso do solo para a agricultura, considerada a principal responsável pela entrada excessiva de nutrientes em massas de água.

Neste contexto, de forma a aumentar o conhecimento a nível da qualidade da água, tomou-se como principal objetivo a avaliação da qualidade da água de uma determinada massa de água, e respetiva identificação e análise de potenciais efeitos do escoamento superficial, de ribeiras afluentes e de perdas de irrigação que se localizam ao longo do troço em estudo, sobre as características de qualidade e o comportamento hidrodinâmico dessa massa de água.

No seguimento, realizou-se um enquadramento sobre as questões relacionadas com o objetivo, nomeadamente o estado de qualidade dos recursos hídricos e a utilização de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água. Procedeu-se à realização de uma revisão bibliográfica, referindo as disponibilidades de recursos hídricos, as necessidades de água em Portugal, os problemas associados à eutrofização e a utilização de água na agricultura, procedendo-se também a algumas considerações sobre a modelação matemática da qualidade da água.

Posteriormente, foi apresentada a metodologia desenvolvida para suportar o trabalho realizado e foi caracterizada a bacia hidrográfica em estudo.

A análise e comparação dos resultados dos estudos de simulação matemática da qualidade da água desenvolvidos permitiu extrair um conjunto de conclusões, de entre as quais se destaca o facto das metodologias de quantificação de fósforo total de origem urbana e de origem difusa serem adequadas ao desenvolvimento de estudos de planeamento e de identificação das principais fontes de fósforo total em águas doces superficiais.

**Palavras-chave:** recursos hídricos; eutrofização; Lemna minor; qualidade da água; comportamento hidrodinâmico; modelação da qualidade da água; QUAL2Kw.



## Abstract

In Portugal, the importance of water resources was, for many decades, direct for the needs of the economy sector and quality of life of the citizens. However, nowadays, the concerns are directed at sustainable development, which seeks to ensure the availability of water in quantity and quality, taking into account economic, environmental and social issues. Increasingly, nationally and internationally, management initiatives that value the resource are multiplying.

The rivers responsible for the transportation and distribution of water, receive pollutant loads of topical and diffuse origin in their beds, being subject to constant contamination and alteration of water quality. Around the river, it is common practice to use the soil for agriculture, it is considered the main responsible for the excessive entrance of nutrients in mass of water.

In this context, in order to increase knowledge on water quality, its main objective the evaluation of the water quality of a water mass and, respectively identification and analysis potential effects of runoff, of tributaries and of irrigation losses that are located along the section under study, about the quality characteristics and hydrodynamic behavior of this water body.

In the follow-up, a framework was elaborated on the related issues to the objective, namely quality of the water resources, use of mathematical models of water quality simulation. A bibliographic review was carried out, referring to the availability of water resources, reserves, water needs and policy in Portugal, the problems associated with eutrophication and the use of water in agriculture, and some considerations on the mathematical modeling of water quality.

Subsequently, the methodology developed to support the work was presented and the hydrographic basin under study was characterized.

The analysis and comparison of the results from the mathematical simulation studies of the developed water quality allowed to extract a set of conclusions, which highlights the fact that the methodologies for the quantification of total phosphorus of urban origin and of diffuse origin are suitable for the development of planning studies and identification of the main sources of total phosphorus in surface fresh waters.

**Key-words:** water resources; eutrophication; *Lemna minor*; water quality; hydrodynamic flow; water quality modeling; QUAL2Kw.



## Índice

|       |   |    |
|-------|---|----|
| 1     | Introdução .....  | 1  |
| 1.1   | Enquadramento e relevância do tema .....  | 1  |
| 1.2   | Objetivos .....   | 3  |
| 1.3   | Organização da dissertação .....  | 5  |
| 2     | Revisão da literatura .....   | 7  |
| 2.1   | Recursos hídricos .....   | 7  |
| 2.1.1 | Reservas de água .....  | 9  |
| 2.1.2 | Necessidades e consumos de água .....   | 10 |
| 2.1.3 | Política de recursos hídricos em Portugal Continental .....                                 | 10 |
| 2.2   | Eutrofização .....  | 12 |
| 2.3   | Agricultura .....   | 14 |
| 2.4   | Modelação da qualidade da água .....  | 16 |
| 2.4.1 | Uso de modelos unidimensionais .....  | 18 |
| 3     | Metodologia .....   | 19 |
| 3.1   | Descrição geral e caracterização da área de estudo .....                                    | 19 |
| 3.1.1 | Seleção do caso de estudo .....   | 19 |
| 3.1.2 | Recolha de dados .....  | 20 |
| 3.1.3 | Delimitação em SIG das bacias drenantes para as massas de água .....                        | 20 |
| 3.1.4 | Caracterização da área de estudo .....  | 20 |
| 3.2   | Modelo QUAL2Kw .....  | 20 |
| 3.2.1 | Descrição e principais características .....  | 21 |
| 3.2.2 | Representação conceptual, funcional e computacional .....                                   | 23 |
| 3.2.3 | Dados necessários para o funcionamento do modelo .....                                      | 27 |
| 3.2.4 | Modelação da temperatura .....  | 33 |
| 3.2.5 | Modelação de Parâmetros de Qualidade da Água .....  | 34 |
| 3.2.6 | Calibração e Validação do Modelo .....  | 37 |
| 4     | Principais características da área de estudo .....  | 39 |
| 4.1   | Identificação, caracterização e delimitação da área drenante para o sistema em estudo ..... | 39 |

|       |   |     |
|-------|---|-----|
| 4.2   | Meteorologia.....   | 45  |
| 4.3   | Atividades económicas da área de estudo .....                   | 47  |
| 4.4   | Análise da qualidade da água na área de estudo .....            | 50  |
| 5     | Implementação do modelo.....                                    | 55  |
| 5.1   | Introdução .....  | 55  |
| 5.2   | Definição dos cenários.....                                     | 55  |
| 5.3   | Representação Conceptual .....                                  | 56  |
| 5.4   | Dados necessários ao funcionamento do modelo.....               | 58  |
| 5.4.1 | Condições iniciais.....   | 58  |
| 5.4.2 | Estimativa e caracterização de descargas de origem urbana ..... | 60  |
| 5.4.3 | Estimativas dos caudais laterais afluentes .....                | 61  |
| 5.4.4 | Estimativas dos caudais tributários.....                        | 65  |
| 5.5   | Calibração do QUAL2Kw .....                                     | 65  |
| 6     | Apresentação e análise de resultados.....                       | 67  |
| 6.1   | Introdução .....  | 67  |
| 6.2   | Temperatura.....  | 68  |
| 6.3   | Oxigénio Dissolvido.....  | 71  |
| 6.4   | Nutrientes .....  | 75  |
| 6.5   | Discussão dos Resultados.....                                   | 81  |
| 6.6   | Avaliação empírica da situação nos últimos anos .....           | 83  |
| 7     | Conclusões e sugestões para desenvolvimentos futuros .....      | 91  |
| 7.1   | Avaliação do trabalho desenvolvido .....                        | 91  |
| 7.2   | Principais conclusões.....                                      | 92  |
| 7.3   | Principais limitações e desenvolvimentos futuros .....          | 92  |
| 8     | Referências .....   | 95  |
|       | Anexos.....   | 101 |



## Índice de Figuras

|  |    |
|--|----|
| Figura 1.1 – Episódio de eutrofização no açude do Gameiro (Maio 2017) .....  | 4  |
| Figura 1.2 – Representação esquemática e simplificada do sistema. ....   | 5  |
| Figura 3.1 – Discretização de cada troço do sistema (Fonte: Adaptado de BROWN e BARNWELL, 1987) .....                                  | 24 |
| Figura 3.2 – Canal trapezoidal (Fonte: Pelletier & Chapra, 2008).....  | 25 |
| Figura 3.3 – Balanço de massa (Fonte: Adaptado de Pelletier & Chapra, 2008) .....  | 26 |
| Figura 3.4 – Metodologia utilizada para estimar as concentrações de nutrientes ao nível da poluição difusa .....                       | 29 |
| Figura 3.5 – Os componentes da troca de calor à superfície (Fonte: Pelletier & Chapra, 2008) .....                                     | 34 |
| Figura 3.6 – Fluxograma das fases da Auto-calibração (Fonte: Adaptado de Pelletier et al., 2005) .....                                 | 38 |
| Figura 4.1 – Eutrofização na ribeira da Raia, em 2016 (Fonte: ARBVS) .....   | 40 |
| Figura 4.2 – Delimitação do troço em estudo .....  | 42 |
| Figura 4.3 – Volume mensal armazenado vs nível da água na albufeira do Maranhão .....  | 44 |
| Figura 4.4 – Volumes mensais descarregados na ribeira da Seda entre 2012 a 2016 .....  | 44 |
| Figura 4.5 – Crescimento de <i>lemna minor</i> no açude do Gameiro (Maio de 2017) .....  | 45 |
| Figura 4.6 – Precipitação, evapotranspiração e temperatura na estação meteorológica albufeira do Maranhão (valores médios anuais)..... | 47 |
| Figura 4.7 – Identificação das culturas agrícolas no ano de 2016 (Fonte: Adaptado do Google Earth).....                                | 48 |
| Figura 4.8 – Temperatura e pH dos caudais de entrada e saída da ETAR de Cabeção.....   | 49 |
| Figura 4.9 – CBO <sub>5</sub> e SST dos caudais de entrada e saída da ETAR de Cabeção .....  | 49 |
| Figura 4.10 – P e N dos caudais de entrada e saída da ETAR de Cabeção .....  | 50 |
| Figura 4.11 – Estações de monitorização da qualidade da água (Fonte: Adaptado do <i>site</i> da ARBVS) .....                           | 51 |
| Figura 4.12 – Evolução da concentração média mensal de nitratos no canal do Maranhão .....   | 52 |
| Figura 4.13 — Evolução da concentração média mensal de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> na ribeira da Seda .....                           | 52 |
| Figura 4.14 – Evolução da concentração média mensal de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> no açude do Gameiro .....                          | 53 |
| Figura 4.15 – Evolução da concentração média mensal de P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> no canal do Maranhão .....                        | 53 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 4.16 – Evolução da concentração média mensal de $P_2O_5$ na ribeira da Seda .....              | 54 |
| Figura 4.17 – Evolução da concentração média mensal de $P_2O_5$ no açude do Gameiro .....             | 54 |
| Figura 5.1 – Divisão da linha de água em troços .....   | 57 |
| Figura 5.2 – Usos do solo nas áreas drenantes para os troços em estudo .....                          | 62 |
| Figura 5.3 – Representação esquemática que agrega as culturas agrícolas à classe de uso do solo ..... | 62 |
| Figura 6.1 – Temperatura – Maio de 2014 .....   | 69 |
| Figura 6.2 – Temperatura – Junho de 2014 .....  | 69 |
| Figura 6.3 – Temperatura – Julho de 2014.....   | 69 |
| Figura 6.4 – Temperatura – Agosto de 2014 .....   | 69 |
| Figura 6.5 – Temperatura – Setembro de 2014 .....   | 69 |
| Figura 6.6 – Temperatura – Maio de 2015 .....   | 69 |
| Figura 6.7 – Temperatura – Junho de 2015 .....  | 70 |
| Figura 6.8 – Temperatura – Julho de 2015.....   | 70 |
| Figura 6.9 – Temperatura – Agosto de 2015 .....   | 70 |
| Figura 6.10 – Temperatura – Setembro de 2015 .....  | 70 |
| Figura 6.11 – Temperatura – Maio de 2016 .....  | 70 |
| Figura 6.12 – Temperatura – Junho de 2016 .....   | 70 |
| Figura 6.13 – Temperatura – Julho de 2016 .....   | 71 |
| Figura 6.14 – Temperatura – Agosto de 2016.....   | 71 |
| Figura 6.15 – Temperatura – Setembro de 2016 .....  | 71 |
| Figura 6.16 – OD – Maio de 2014.....  | 72 |
| Figura 6.17 – OD – Junho de 2014.....   | 72 |
| Figura 6.18 – OD – Julho de 2014.....   | 72 |
| Figura 6.19 – OD – Agosto de 2014 .....   | 72 |
| Figura 6.20 – OD – Setembro de 2014.....  | 73 |
| Figura 6.21 – OD – Maio de 2015.....  | 73 |
| Figura 6.22 – OD – Junho de 2016.....   | 73 |
| Figura 6.23 – OD – Julho de 2015.....   | 73 |
| Figura 6.24 – OD – Agosto de 2015 .....   | 73 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 6.25 – OD – Setembro de 2015.....                            | 73 |
| Figura 6.26 – OD – Maio de 2016.....                                | 74 |
| Figura 6.27 – OD – Junho de 2016.....                               | 74 |
| Figura 6.28 – OD – Julho de 2016.....                               | 74 |
| Figura 6.29 – OD – Agosto de 2016 .....                             | 74 |
| Figura 6.30 – OD – Setembro de 2016.....                            | 74 |
| Figura 6.31 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Maio de 2014.....      | 75 |
| Figura 6.32 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Junho de 2014.....     | 75 |
| Figura 6.33 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Julho de 2014.....     | 76 |
| Figura 6.34 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Agosto de 2014 .....   | 76 |
| Figura 6.35 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Setembro de 2014.....  | 76 |
| Figura 6.36 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Maio de 2015.....      | 76 |
| Figura 6.37 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Junho de 2015.....     | 76 |
| Figura 6.38 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Julho de 2015.....     | 76 |
| Figura 6.39 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Agosto de 2015 .....   | 77 |
| Figura 6.40 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Setembro de 2015.....  | 77 |
| Figura 6.41 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Maio de 2016.....      | 77 |
| Figura 6.42 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Junho de 2016.....     | 77 |
| Figura 6.43 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Julho de 2016.....     | 77 |
| Figura 6.44 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Agosto de 2016 .....   | 77 |
| Figura 6.45 – NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – Setembro de 2016.....  | 78 |
| Figura 6.46 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Maio de 2014.....     | 78 |
| Figura 6.47 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Junho de 2014.....    | 78 |
| Figura 6.48 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Julho de 2014.....    | 79 |
| Figura 6.49 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Agosto de 2014 .....  | 79 |
| Figura 6.50 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Setembro de 2014..... | 79 |
| Figura 6.51 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Maio de 2015.....     | 79 |
| Figura 6.52 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Junho de 2015.....    | 79 |
| Figura 6.53 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Julho de 2015.....    | 79 |
| Figura 6.54 – P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> – Agosto de 2015 .....  | 80 |

|  |     |
|--|-----|
| Figura 6.55 – $P_2O_5$ – Setembro de 2015.....   | 80  |
| Figura 6.56 – $P_2O_5$ – Maio de 2016.....   | 80  |
| Figura 6.57 – $P_2O_5$ – Junho de 2016.....  | 80  |
| Figura 6.58 – $P_2O_5$ – Julho de 2016.....  | 80  |
| Figura 6.59 – $P_2O_5$ – Agosto de 2016 .....  | 80  |
| Figura 6.60 – $P_2O_5$ – Setembro de 2016.....   | 81  |
| Figura 6.61 – Açude do Gameiro, no ano 2010 (Fonte: ARBVS).....  | 83  |
| Figura 6.62 – Açude do Gameiro, em Setembro de 2011 (Fonte: ARBVS).....  | 84  |
| Figura 6.63 – Açude do Gameiro, em Maio de 2016 (Fonte: ARBVS).....  | 84  |
| Figura 6.64 – Eutrofização na ribeira da Raia, em Maio de 2016 (Fonte: ARBVS) .....  | 85  |
| Figura 6.65 – Eutrofização no Açude do Gameiro, Maio de 2017.....  | 85  |
| Figura 6.66 – Plantas presentes no açude do Gameiro, Maio de 2017 .....  | 86  |
| Figura 6.67 – Plantas presentes no açude do Gameiro, Maio de 2017 .....  | 86  |
| Figura 6.68 – Plantas presentes no açude do Gameiro, Maio de 2017 .....  | 86  |
| Figura 6.69 – Ribeira da Raia, em Maio de 2017 .....   | 87  |
| Figura 6.70 – Ribeira da Raia, em Maio de 2017 .....   | 87  |
| Figura 6.71 – Açude do Gameiro, em Janeiro de 2018.....  | 88  |
| Figura 6.72 – Ribeira da Raia, em Janeiro de 2018 .....  | 88  |
| Figura 6.73 – Ribeira da Raia, em Janeiro de 2018 .....  | 89  |
| Figura 6.74 – Plantas presentes na ribeira da Raia, em Janeiro de 2018 .....   | 89  |
| Figura A.1 – Modelo cinético e processo de transferência de massa do modelo Qual2Kw (Fonte: Adaptado de Pelletier e Chapra, 2008)..... | 101 |

## Índice de Tabelas

|   |    |
|---|----|
| Tabela 2.1 – Consumos e utilizações da água .....   | 10 |
| Tabela 2.2 – Evolução de modelos matemáticos da qualidade da água (Fonte: Adaptado de Chapra, 1997) .....   | 17 |
| Tabela 3.1 – Taxas de exportação consideradas (Fonte: APA, 2012).....   | 30 |
| Tabela 3.2 – Volumes de água de rega consumidos e eficiências de rega (Fonte: Adaptado de Leão e Morais, 2008) .....                                      | 32 |
| Tabela 3.3 – Percentagens de eficiência de distribuição e respetivas, fontes.....   | 33 |
| Tabela 4.1 – Áreas de drenagem para os troços em estudo .....   | 42 |
| Tabela 4.2 – Principais características da barragem do Maranhão e do açude do Gameiro (Fonte: Adaptado de SNIRH e CNPGB).....                             | 43 |
| Tabela 4.3 – Precipitação mensal e anual na estação meteorológica da albufeira do Maranhão .....  | 46 |
| Tabela 4.4 – Percentagens de consumo agrícola, consumo industrial e perdas na distribuição de caudal (Fonte: ARBVS, 2013, 2014, 2015b, 2016a, 2017) ..... | 48 |
| Tabela 5.1 – Representação conceptual do trecho definido .....  | 57 |
| Tabela 5.2 – Áreas de drenagem dos troços e tributários.....  | 58 |
| Tabela 5.3 – Valores de caudais de cabeceira em cada mês, nos diferentes anos .....   | 59 |
| Tabela 5.4 – Valores de concentração de vários parâmetros para cada cenário .....   | 59 |
| Tabela 5.5 – Parâmetros utilizados e, respetivas, função e fonte .....  | 60 |
| Tabela 5.6 – Qualidade da água à saída da ETAR, no ano 2014.....  | 61 |
| Tabela 5.7 – Qualidade da água à saída da ETAR, no ano 2015.....  | 61 |
| Tabela 5.8 – Qualidade da água à saída da ETAR, no ano 2016.....  | 61 |
| Tabela 5.9 – Precipitação e respetivas, alturas de escoamento nos meses em estudo .....   | 63 |
| Tabela 5.10 – Exemplo de cálculo da concentração de nutrientes no caudal lateral afluente aos diferentes troços de estudo em Maio de 2016.....            | 63 |
| Tabela 5.11 – Caudal descarregado ( $\text{hm}^3$ ) no canal do Maranhão.....   | 64 |
| Tabela 5.12 – Exemplo de cálculo do volume de perdas de distribuição de caudal afluente.....  | 64 |
| Tabela 6.1 – Concentrações finais de nitratos e de fosfatos, obtidas pelos diferentes métodos .....   | 82 |



## Lista de siglas e acrónimos

APA – Agência Portuguesa do Ambiente

ARBVS – Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia

CBO<sub>5</sub> – Carência Bioquímica de Oxigénio (ao final de cinco dias) (mg/L)

CERI – *Center for Environmental Research Information*

CNPGB – Comissão Nacional Portuguesa de Grandes Barragens

DL – Decreto Lei

DQA – Diretiva Quadro da Água

ET0 – Evapotranspiração

ETAR – Estação de Tratamento de Águas Residuais

FAO – *Food and Agriculture Organization*

INIAV – Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária

INMG – Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica

MIT – *Massachusetts Institute of Technology*

NMC – Nível de Máxima de Cheia

Nme – Nível Mínimo de Exploração

NO<sub>2</sub> – Nitritos (mg N/L)

NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – Nitratos (mg N/L)

NPA – Nível de Pleno de Armazenamento

OD – Oxigénio Dissolvido (mg O/L)

OECD – *Organization for Economic Co-operation and Development*

P – Pressão (atm)

PGRHT – Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo

PNA – Plano Nacional da Água

P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – Fosfatos (mg P/L)

SIG – Sistemas de Informação Geográfica

SNIRH – Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos

T – Temperatura (°C)

UE – União Europeia

USEPA – *United States Environmental Protection Agency*

VBA – *Visual Basic for Applications*

VMA – Valor Máximo Admissível

VMR – Valor Máximo Recomendado

WHO – *World Health Organization*

WRE – *Water Resources Engineers*

WWO – *The World Water Organization*



## **1 Introdução**

A água é fundamental para a existência de vida na Terra, tem um papel essencial na nossa saúde, economia, alimentação produção e meio ambiente. Apesar da sua importância, a água é um recurso finito natural. E, embora o ciclo hidrológico recicle a água através da atmosfera, a oferta de água continua a ser finita tendo implicações significativas no crescimento da população mundial.

O presente capítulo faz o enquadramento do tema desenvolvido neste trabalho, define os objetivos e apresenta a metodologia utilizada na dissertação.

### **1.1 Enquadramento e relevância do tema**

A água, que parecia um recurso livre e inesgotável, é hoje em dia um motivo de preocupação e poderá, no futuro, originar grandes batalhas políticas e sociais. Atualmente, a gestão integrada dos recursos hídricos é acompanhada por preocupações dirigidas ao desenvolvimento sustentável, que procura garantir a quantidade e a qualidade desses recursos. Estas preocupações devem-se ao aumento da pressão sobre o consumo e o uso da água verificado nas últimas décadas. A pressão depende, essencialmente, de dois fatores importantes, o aumento da população e o seu grau de desenvolvimento, uma vez que o atual crescimento da procura da água resulta não apenas de uma pressão demográfica positiva (sobretudo nos países em desenvolvimento), mas também de um aumento da capitação (sobretudo nos países mais desenvolvidos) (Silva, 2009).

O declínio contínuo da disponibilidade deste recurso originou inicialmente preocupações a nível da quantidade de água disponível para consumo. Contudo, nas últimas décadas, os recursos hídricos surgem como um fator de desenvolvimento sustentável, em que a noção de qualidade apresenta uma importância fundamental para a gestão de recursos hídricos e para assumir também um contexto de qualidade ecológica, de acordo com a Diretiva Quadro da Água (Diretiva 2000/60/CE de 22 de Dezembro), transposta para a legislação nacional através da Lei da Água (Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro e Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março). A DQA centra-se na prevenção, obrigando a consumos racionais da água e à internalização de custos. Sendo que para a conservação e gestão racional da água é essencial que exista um esforço coordenado no sentido de modificar os padrões atuais de consumo e do comportamento da sociedade.

O início da evolução da gestão dos recursos hídricos foi condicionado essencialmente por fatores económicos e sociais; acidentalmente, resultavam benefícios ambientais das alterações aplicadas. A sensibilização para o problema da qualidade da água, teve como base os conceitos económicos de minimização de custos associados a doenças transmitidas por via hídrica e de custos de tratamento de água indispensáveis a vários processos de fabrico nas indústrias, ganhando, paulatinamente, novas dimensões baseadas em conceitos inovadores de proteção da Natureza, considerando as massas hídricas não só como um recurso, mas também como

sistemas ambientais. Apesar da importância atribuída ao longo dos anos ao sector económico, a expansão ambiental tem vindo a mostrar uma necessidade de crescimento e adaptação em todos sectores, reforçando o conceito de Desenvolvimento Sustentável, que permite às gerações presentes suprirem as suas necessidades, sem comprometer o mesmo direito às gerações futuras. Assim, o paradigma de gerir e garantir apenas quantidade é cada vez menos comum, tornando a gestão e monitorização da qualidade das águas fundamental para a gestão dos recursos hídricos (Vieira, 2003).

Com o aumento do conhecimento, é possível, nos dias de hoje, estimar a taxa global de consumo de água. Sendo que esta duplica a cada vinte anos, um ritmo considerado o dobro da taxa de crescimento populacional, o que implica um aumento da preocupação global com todos os tipos de recursos hídricos (WWO, 2010). A evolução do homem e da tecnologia leva ao aumento do consumo de recursos. No último século o consumo de água aumentou cerca de 6 vezes. Sendo que o potencial consumo dos recursos hídricos reside, essencialmente, na industrialização e nas práticas agrícolas existentes. Globalmente, de acordo com estatísticas mundiais de consumo, a agricultura representa 70% de todo o consumo de água, em comparação com 20% da indústria e 10% para o uso doméstico. Em países industrializados, no entanto, as indústrias consomem mais de metade da água disponível para uso humano (Worldometers, 2017; Cunha, 1998; Leitão *et al.*, 1996).

A disponibilidade de informação nos dias de hoje permite que a insustentabilidade resultante de uma gestão deficiente dos recursos hídricos diminua significativamente. Para os recursos hídricos que apresentem qualidade ecológica nas massas de água é necessário garantir uma nova abordagem de regulamentação e monitorização. Por outro lado, é inquestionável a resolução dos problemas referentes à deterioração da qualidade dos recursos hídricos, nalguns casos associados também à sua escassez (Coelho, 2009).

Para diminuir a insustentabilidade mencionada anteriormente, é necessário um aumento do nível de conhecimento, compreensão e avaliação da qualidade das massas de água. A compreensão das relações causa-efeito em termos de qualidade da água e a avaliação do estado natural das massas de água, tal como a previsão de cenários nas massas de água. Estes três pressupostos são alcançados recorrendo a modelos matemáticos da qualidade da água. O estado natural das massas de água refere-se ao estado da qualidade da água, caso não existissem atividades antropogénicas nas respetivas bacias hidrográficas ou, fora das bacias, outras atividades que afetem negativamente a qualidade das águas superficiais em questão. O nível de conhecimento será tanto mais eficiente quanto maior for a capacidade de proceder à modelação matemática dos mesmos, inclusive a modelação matemática da qualidade da água (Coelho, 2009).

Os rios estão incluídos nos sistemas dos recursos hídricos, transportam água imprópria como suporte de vida, os seus leitos são sujeitos à contaminação constante devido às águas residuais que são muitas vezes inadvertidamente lançadas nos ecossistemas sem qualquer tipo de tratamento prévio e, em particular, ao uso do solo, relativo a práticas agrícolas e florestais, e as atividades extrativas, entre outras atividades industriais, considerados os principais responsáveis

pela entrada excessiva de nutrientes em massas de água. Uma vez que as albufeiras se localizam a montante do curso de água e correspondem a massas de água fortemente modificadas estas podem determinar alterações na qualidade das massas de água dos rios, a jusante (Castro, 2009; Coelho, 2009).

Em Portugal, o problema da eutrofização de massas de água superficiais tem sido centrado principalmente em albufeiras e estuários. Contudo, constata-se vários casos de eutrofização em rios e outras massas de água, ao longo dos anos, tendo implicações e limitações no abastecimento de água para rega ou qualquer utilização da água dos rios.

O âmbito principal da presente dissertação passa pela utilização de modelos matemáticos para a simulação da qualidade da água de rios. Os objetivos da modelação da qualidade da água têm sido alcançados pela simulação numérica de forma mais económica e expedita, sendo que os modelos físicos, em função do número e complexidade dos fenómenos em jogo, são uma ferramenta pouco utilizada nos estudos de qualidade da água dos sistemas de recursos hídricos. Para uma adequada e eficiente gestão dos recursos hídricos cresce a necessidade de prever o comportamento do sistema em estudo face a diferentes cenários e a criação de ferramentas de engenharia. O aumento do nível de conhecimento e compreensão das relações causa-efeito em termos de qualidade da água reverte da modelação numérica da qualidade da água de sistemas de recursos hídricos e da criação de cenários de simulação (Coelho, 2009).

Uma vez que a disponibilidade de água potável é fator fundamental e limitante para o desenvolvimento sustentável da humanidade é importante a sua preservação. Cada um de nós deve fazer a diferença, construindo pontes entre o pensamento global e a ação local (Castro, 2009).

## **1.2 Objetivos**

O trabalho desenvolvido teve como principal objetivo a avaliação da qualidade da água de um determinado sistema de recursos hídricos, constituído por duas ribeiras, bem como a identificação e análise dos efeitos determinados por potenciais entradas de poluição no sistema em estudo, sobre as características de qualidade das massas de água.

De um modo geral, a presente dissertação procura completar informação sobre o sistema em estudo e sobre conhecimentos relativos à modelação matemática da qualidade da água em Portugal, bem como otimizar as ferramentas utilizadas na modelação da qualidade da água para melhorar a gestão dos recursos hídricos. Simultaneamente, pretendeu-se responder a preocupações da Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia, entidade responsável por garantir o fornecimento de água para a irrigação das culturas produzidas no Vale do Sorraia.

Inicialmente, o presente estudo apresentava como principal foco caracterizar e analisar apenas a qualidade da água do açude do Gameiro, localizado no concelho de Mora, que apresenta com frequência uma degradação da qualidade da água devido, essencialmente, a vários episódios

de eutrofização (Figura 1.1). Contudo, para analisar o comportamento da massa de água represada, revelou-se necessário recorrer à utilização e aplicação de modelos de simulação da qualidade da água. Para o desenvolvimento dos exercícios de simulação são necessários dados sobre as condições iniciais do sistema e sobre os caudais afluentes ao açude, quer em termos quantitativos quer qualitativos, dados estes em falta, uma vez que não é realizada a monitorização do troço a montante, ou seja, não existem dados relativos às características de quantidade e qualidade do caudal afluente ao açude. Face ao exposto, foi selecionado, como caso de estudo, os troços pertencentes à ribeira da Seda e à ribeira da Raia, que tem como condição de fronteira de montante o aproveitamento do Maranhão e como condição de fronteira de jusante o açude do Gameiro.



Figura 1.1 – Episódio de eutrofização no açude do Gameiro (Maio 2017)

A Figura 1.2 mostra uma representação esquemática do sistema que foi submetido a simulação. A bacia dominada pela secção da barragem do Maranhão, uma zona intermédia, localizada entre a secção da barragem do Maranhão e o açude do Gameiro a que corresponde um comprimento de 21,5 km, e o próprio açude do Gameiro, sendo que o estudo de simulação desenvolvido incidia essencialmente sobre a referida zona intermédia.

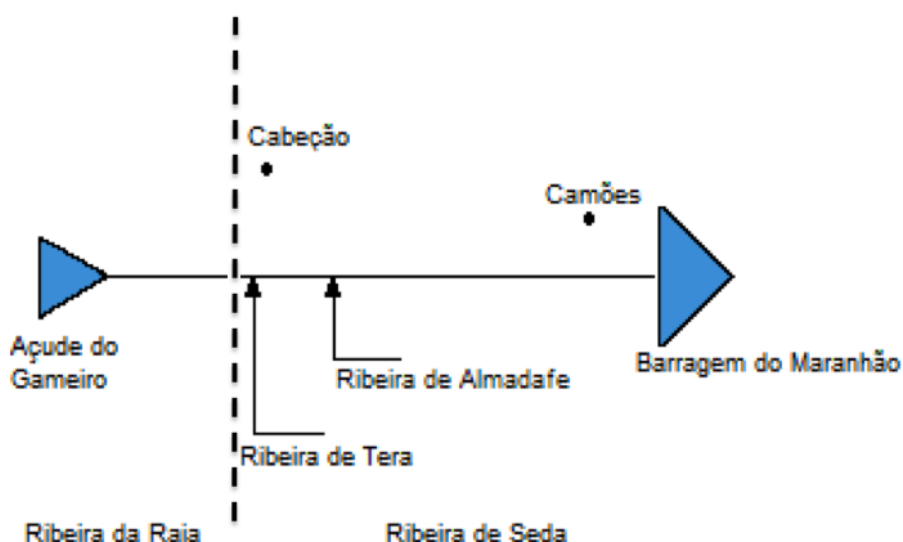


Figura 1.2 – Representação esquemática e simplificada do sistema.

Para a avaliação do troço em estudo foi necessário simular diferentes condições de regime de escoamento, utilizando o modelo unidimensional de simulação de qualidade de água, QUAL2Kw. Para o funcionamento do modelo utilizado foram respeitados inúmeros pressupostos apresentados no Capítulo 3.

Os parâmetros descritores da qualidade da água submetidos a simulação foram temperatura, concentração de OD, nitratos e fosfatos, de forma a compreender o comportamento ao longo da campanha de regadio e a sua possível influência na qualidade da água. A escolha dos parâmetros de qualidade avaliados recaiu sobre a sua importância no ecossistema aquático. A temperatura da massa de água influencia todas as reações químicas e biológicas. O oxigénio dissolvido define o estado de qualidade, uma vez que o oxigénio está envolvido praticamente em todos os processos químicos e biológicos na água. Por fim, os nitratos e fosfatos são responsáveis pelo incremento da intensidade de processos de produtividade primária, aumento de nutrientes e, posteriormente, eutrofização e a CBO<sub>5</sub>.

### 1.3 Organização da dissertação

De forma a facilitar a leitura, a presente dissertação está organizada em sete capítulos e cinco anexos.

No presente Capítulo, inerente à Introdução, é apresentado o enquadramento do trabalho, são definidos os objetivos e procede-se à apresentação dos conteúdos e da sua organização.

O Capítulo 2 apresenta os princípios teóricos dos temas abordados, ou seja, os resultados da revisão bibliográfica. No seu conteúdo são descritos os conceitos e definições relativos ao tema em estudo.

No Capítulo 3 é descrito o modelo matemático de qualidade de água utilizado para o cumprimento do objetivo do trabalho desenvolvido.

O Capítulo 4 descreve a área em estudo, com mais detalhe sobre a albufeira do Maranhão e o açude do Gameiro. A descrição inclui a identificação do trecho em estudo, delimitação das áreas de drenagem para os diferentes troços, o comportamento hidrológico, ocupação dos solos e disponibilidades hídricas, nomeadamente a precipitação, temperatura e evapotranspiração, e quantificação das cargas de origem pontual e de origem difusa.

O Capítulo 5 apresenta a definição de cenários, a representação conceptual do sistema e os dados necessários ao funcionamento do modelo.

Em complemento ao Capítulo anterior, o Capítulo 6 descreve e analisa as simulações realizadas, sendo os correspondentes resultados discutidos e comparados com os dados de amostragem disponíveis.

O Capítulo 7 sintetiza as conclusões de trabalho desenvolvido e aponta as limitações do mesmo, bem como as recomendações para desenvolvimento de estudos futuros.

Nos anexos são apresentados alguns elementos adicionais aos capítulos anteriormente referidos.

## **2 Revisão da literatura**

Para o conhecimento da questão abordada foi necessário a realização de uma revisão da literatura. Essa revisão consistiu, essencialmente, no conhecimento de estudos desenvolvidos por outros autores, sobre modelação matemática de qualidade de água, recursos hídricos, eutrofização e outros casos de estudo relacionados com o tema em análise. Após o desenvolvimento da pesquisa bibliográfica, foi possível definir os objetivos do trabalho, as construções teóricas, o planeamento da pesquisa, e as comparações a efetuar e posterior apoio para validação das conclusões atingidas. A pesquisa bibliográfica foi sustentada por diversos artigos científicos, teses de mestrado, documentos normativos de enquadramento legal, livros técnicos e publicações temáticas. Os tópicos abordados debruçam-se sobre as questões associadas aos recursos hídricos, à eutrofização, à utilização da água pelo sector agrícola e à legislação.

### **2.1 Recursos hídricos**

A água é um recurso natural imprescindível à manutenção da vida na Terra uma vez que desempenha um papel vital e insubstituível em todo o equilíbrio ecológico. Por muitos considerada o mais importante de todos os recursos naturais. Um recurso abundante no nosso planeta (cerca de 1400 milhões de km<sup>3</sup>), todavia limitado na sua disponibilidade para utilização humana (2,5% correspondem a água doce) (Barroso, 2010).

Os recursos hídricos apresentam uma distribuição bastante irregular, tanto no tempo como no espaço. Devido às características não uniformes da ocorrência de água na natureza, à procura de quantidades crescentes para múltiplas utilizações e, por consequência, a degradação da qualidade da água, os recursos hídricos são determinantes na fixação das populações, na definição de fronteiras, no desenvolvimento económico, produção de alimentos, transportes e comércio (Braga & Morgado, 2012).

As regiões onde se localizam os aglomerados urbanos e com maiores áreas industriais e agrícolas, dos centros de produção de energia e das atividades comerciais dependem da disponibilidade de água de qualidade adequada. A compatibilização das atividades humanas com a importância dos recursos hídricos para o desenvolvimento das regiões é um processo que se reveste de grande complexidade sendo, por isso, uma matéria que carece de análise e planeamento, numa perspetiva integrada e tendo em consideração horizontes temporais de curto, médio e longo prazo (Cunha *et al.*, 2006; Almeida & Brito, 2015).

Ao longo dos anos, devido à sua grande importância e às crescentes pressões sobre esse recurso, este encontra-se cada vez mais limitado e está sendo exaurido pelas ações impactantes nas bacias hidrográficas, degradando a sua qualidade e prejudicando os ecossistemas. Consequentemente, a disponibilidade de recursos hídricos tem vindo a diminuir

consideravelmente devido às alterações significativas na sociedade, nos padrões e níveis de vida. (Leitão et al , 1996; Rodrigues *et al.*, 2001; Carvalho *et al.*, 2007).

Atualmente, a comunidade internacional demonstra uma atitude de preocupação e sensibilização relativamente à questão da disponibilidade hídrica, realizando periodicamente convenções que visam a proteção e preservação dos recursos hídricos e o equilíbrio dos ecossistemas. Os autores Leitão *et al* (1996), associa a preocupação em relação à problemática da disponibilidade dos recursos hídricos a um conjunto de circunstâncias e de condicionalismos, tais como:

- A crescente escassez de água e limitações na sua utilização;
- O excesso de água ou das cheias, pela desregulação que provocam nos abastecimentos e pela frequente incapacidade de controlar os seus efeitos sobre pessoas e haveres;
- A degradação da qualidade da água e dos outros impactes ambientais, devido tanto a causas naturais como à atuação do Homem;
- A deficiente quantidade e qualidade da água está muitas vezes associada à inexistência ou inadequação de uma gestão dos recursos hídricos, associada a utilizações sem critério ou a práticas não racionais que acentuam o seu desperdício.
- Défice de mecanismos institucionais e normativos e aos instrumentos técnico-administrativos apropriados para desenvolvimento sustentável e um ordenamento do território equilibrado.
- Interdependências transfronteiriças ou transnacionais, ou seja, muitos sistemas de recursos hídricos são abrangidos por vários países ou divisões administrativas e, conseqüentemente, inerentes restrições jurídicas.

Em resposta à questão da disponibilidade hídrica é necessário intervir em processos naturais, de modo a satisfazer com sentido perene os diferentes sectores nos quais a utilização da água é imprescindível. Essa intervenção tem como base a construção de infraestruturas e outras ações estruturais, bem como aplicação de medidas não estruturais, sendo que, por norma, a sua implementação e exploração implica o dispêndio de verbas significativas. A absoluta dependência humana do funcionamento contínuo e equilibrado do ecossistema global, aconselha a que sejam promovidas e aplicadas políticas de gestão capazes de definir as melhores alternativas para atingir um uso sustentável da água, que permita a melhor gestão dos recursos disponíveis que satisfaçam as necessidades do presente, sem comprometer o direito das futuras gerações poderem, também, satisfazer as suas próprias necessidades (Leitão *et al.*, 1996; Vieira, 2003).

Em síntese, a gestão dos recursos hídricos une dois conceitos: a satisfação das necessidades de água para os diferentes usos; e a preservação do ambiente e dos recursos naturais (Almeida & Brito, 2015).

Adicionalmente, é importante salientar que a menos que algumas medidas apropriadas sejam tomadas em breve, não é garantida a atual disponibilidade de água de qualidade aceitável em todas as regiões do planeta, sendo que poderão ocorrer severas faltas de água (WHO, 2013).



### 2.1.1 Reservas de água

Nas últimas décadas, o crescimento contínuo da população e o desenvolvimento económico deu origem ao conceito de disponibilidade hídrica superficial associado ao conceito de garantia. O conceito garantia constitui o valor da probabilidade de existirem condições para satisfazer um determinado volume de necessidades de água (Cunha *et al.*, 2006).

Com o objetivo de assegurar a disponibilidade hídrica associada a determinados valores de garantia, permitindo aumentar o valor da disponibilidade de água e contribuindo para a satisfação das necessidades de água ao longo de todo o ano, verifica-se a necessidade de consideração de reservas de água. As reservas de água podem ser multifuncionais, no caso das albufeiras e dos açudes, em que, para além do armazenamento de água, também são utilizadas para fornecimento de água à indústria, irrigação, combate a incêndios, regularização e controlo de cheias, recreio e navegação, produção de energia hidroelétrica, ou simplesmente como reserva de água para fins estratégicos (Carmo, 2013).

A construção de barragens permite aumentar a disponibilidade hídrica. A gestão criteriosa das albufeiras criadas por estas infra-estruturas permite armazenar os excedentes de água nos períodos mais húmidos, para dispor dos mesmos nos períodos mais secos, e complementar as disponibilidades naturais na satisfação das necessidades de água (Cunha *et al.*, 2006).

O equilíbrio entre a oferta e procura de água foi, em parte, solucionado com a construção de barragens, principalmente, em zonas de déficit de água em períodos secos. A nível da quantidade da água ocorreu um aumento considerável na disponibilidade hídrica, contudo a qualidade da água não foi preocupação inicial. Apesar de todos os benefícios associados à sua construção, tais como o armazenamento de água, a minimização dos efeitos das cheias e das secas, bem como a produção de energia hidroelétrica, dão origem a grandes massas de água fortemente modificadas com alteração do regime de escoamento (nomeadamente albufeiras). As reservas de água são ecossistemas lacustres especiais cujas características hidrodinâmicas, químicas e biológicas são fortemente condicionadas pelas flutuações do nível da massa de água causadas por recargas naturais, o que ao longo do tempo poderá levar à redução significativa da qualidade biológica e química da água acarretando custos ambientalmente relevantes (UNESCO/WHO/UNEO, 1996).

O ecossistema aquático da reserva de água sofre um aumento de concentração de nutrientes, materiais sólidos e matéria orgânica, devido a “inputs” de contaminação pontual e difusa recebendo, por vezes, efluentes domésticos e industriais sendo também o último recetor da escorrência de solos agrícolas e florestais (substancialmente ricos em pesticidas). A entrada excessiva de nutrientes no ecossistema leva ao aumento da sua concentração, materiais sólidos e matéria orgânica, que conduzem a maior produtividade primária

à deterioração significativa da qualidade da água. Tornando-se por vezes incapaz de repor o equilíbrio pelos níveis tróficos superiores ocorrendo um aumento acelerado da produtividade primária (nomeadamente fitoplâncton), ocorrendo o fenómeno de eutrofização (Silva, 2013).

### 2.1.2 Necessidades e consumos de água

Crescimento demográfico, aumento do consumo individual de água, expansão do regadio, desenvolvimento industrial e a afluência em massa de turistas, multiplicaram a procura de água e intensificaram a competição pelo recurso, com prioridades estabelecidas e repercussão muito diferente no custo da água nos preços finais dos produtos e atividades, bem como no valor acrescentado e na criação de emprego (Cavaco & Simões, 1998).

Até meados do século XX, as preocupações em torno da água limitavam-se em garantir disponibilidade hídrica para abastecimento urbano, agrícola e algumas atividades artesanais ou pequena indústria, sendo que ambos recorriam às mesmas fontes (aquíferos, nascentes e caudais fluviais) (Cavaco & Simões, 1998).

É unânime que as pressões antropogénicas no ciclo hidrológico e na qualidade da água decorrem de um grande conjunto de consumos e usos múltiplos da água, embora dependa da concentração da população, economia regional e atividades agrícolas e industriais. Na Tabela 2.1 estão apresentados alguns consumos e utilizações da água, sendo a maioria das utilizações consumptivas, no sentido que utilizam o meio hídrico para captar água, devolvendo apenas uma pequena parcela do volume de água captado (Cunha et al., 2006; Tundisi, 2006).

Tabela 2.1 – Consumos e utilizações da água

| Utilizações consumptivas                   | Utilizações não consumptivas      |
|--|-----------------------------------|
| Abastecimento público                      | Produção de energia hidroelétrica |
| Consumo Industrial                         | Aquacultura                       |
| Consumo Agrícola                           | Navegação                         |
| Outras atividades de produção de alimentos | Atividades Recreativas            |

Complementarmente, os múltiplos usos da água têm impactos diretos e indiretos em vários sectores, tais como: na economia, na saúde pública, no abastecimento público e na qualidade de vida das populações humanas e na biodiversidade, comprometendo também a qualidade das massas de água superficiais e subterrâneas.

### 2.1.3 Política de recursos hídricos em Portugal Continental

Nos últimos anos, verificaram-se significativas alterações nos padrões e níveis de vida da sociedade europeia. A ligação entre a problemática das questões ambientais e a responsabilidade levou a uma consciencialização dos problemas ambientais, o que fez com que muitos países da União Europeia cooperassem entre si. A este fenómeno tem-se associado uma integração progressiva de políticas ambientais, constituindo a Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro, (UNEP, 2000), simplificada como Diretiva Quadro da Água (DQA), um instrumento de atuação extremamente ambicioso no domínio da água (Nixon et al., 2000).

O enquadramento teórico da DQA iniciou um novo regime na política europeia de gestão da qualidade da água, estendendo proteção conceito de bom estado a todas as águas naturais. A Diretiva Quadro da Água (DQA) pretende garantir bom estado e conservação das águas com base de uma visão moderna de gestão da procura e de gestão integrada da água e do território. Nos dias de hoje, a água é classificada como um património que deve ser protegido e conservado, introduzindo-se o conceito de gestão baseada em bacias hidrográficas, a noção de uso sustentável da água e o controlo da poluição, os princípios de precaução e da ação preventiva, da correção, prioritariamente na fonte, dos danos causados ao ambiente, e do poluidor-pagador (Vieira, 2003).

Desde final do século XIX que em Portugal se manifestam preocupações com a organização institucional da gestão dos recursos hídricos. Contudo, a entrada em vigor da DQA tornou necessária a revisão da legislação portuguesa para o sector da água e a contemplação dos novos paradigmas de gestão da água consagrados na mesma. Assim sendo, a Diretiva foi transposta para o direito nacional através da Lei da Água (Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro). A presente lei abrange as águas superficiais e subterrâneas, para além das de transição e das costeiras, baseada nos princípios de gestão que pretende evitar a degradação contínua e proteger e melhorar o estado dos ecossistemas aquáticos, garantido disponibilidade hídrica, tal com promover uma utilização sustentável de água, a redução gradual e a cessação ou eliminação por fases das descargas, das emissões e perdas de substâncias prioritárias, assegurar o cumprimento dos objetivos dos acordos internacionais pertinentes e mitigar os efeitos das inundações e das secas.

De acordo com Cunha (1992) *in* Cunha, (1998), “o processo de implementação de uma política de recursos hídricos deverá ser um processo amplamente participado que assegure a indispensável intervenção dos vários agentes económicos e sociais, cujos interesses e atuações mais decisivamente condicionam a qualidade dos recursos hídricos ou são por ele condicionados. As autarquias, as indústrias, os agricultores, as associações e os cidadãos deverão ser parceiros privilegiados na definição e implementação de uma política de recursos hídricos”. Atualmente, a titularidade dos recursos hídricos pertence ao Estado, podendo ser atribuída a concessão a privados. Apesar deste facto, a água é considerada como um bem económico, sendo estipulado um valor e um preço adequado à região e à sua utilização, nomeadamente, utilização urbana, industrial ou agrícola. A atribuição de valor teve e tem como principal objetivo uma utilização mais eficiente deste recurso natural, visto que, anteriormente, este recurso era muitas vezes utilizado com reduzida eficiência. É indispensável que a gestão dos recursos hídricos reconheça o custo real da água, incluindo os custos externos e os custos de oportunidade, e aceite as tarifas por consumo de água, as taxas pela rejeição de efluentes e os mercados da água como instrumentos indispensáveis para promover que a utilização da água se faça com eficiência económica, sustentabilidade e segurança ambiental (Cunha, 1998).

Independentemente da gestão de recursos hídricos em Portugal apresentar uma desenvolvimento favorável, existem vários agentes que condicionam a implementação de uma

política de recursos hídricos, é importante mencionar que 60% do escoamento anual em Portugal tem origem no país vizinho e que 65% do território continental é abrangido pelas grandes bacias hidrográficas luso-espanholas que tem as suas regiões de montante em Espanha, condicionando assim a disponibilidade hídrica e obrigando os dois países a encontrar formas de cooperação para salvaguardarem os seus interesses nesta área. Sabendo a forte dependência de Portugal dos rios que nascem em Espanha é importante e necessário que se unam esforços, entre os dois países vizinhos, e desenvolvam planos de gestão únicos para cada bacia hidrográfica luso-espanhola (Cunha *et al.*, 2006).

## **2.2 Eutrofização**

A eutrofização é um processo natural de envelhecimento das massas de água, que consiste no enriquecimento de um sistema em nutrientes e nas manifestações associadas, responsável por alterar a qualidade da água e o equilíbrio do meio aquático existente. Em termos de qualidade da água, a eutrofização pode ser definida como o excessivo aumento da produção primária no meio aquático, sendo uma das principais causas o teor excessivo de nutrientes. Para além do aumento de nutrientes nas massas de água acelerarem a produção biológica, esta é intensificada pelas águas drenantes que transportam matérias de origem mineral ou de origem orgânica (Monteiro, 2004).

Em concordância com o parágrafo anterior vários autores descrevem a eutrofização como resultante de um incremento da intensidade dos processos de produção biológica das massas de água, provocada por aumentos dos níveis de nutrientes, com especial relevância para o azoto e fósforo, que promovem principalmente o desenvolvimento de fitoplâncton e macrófitas (Rodrigues *et al.*, 2004; Smith *et al.*, 1998; OECD, 1982; Schindler, 1977). O fitoplâncton devido à sua alta taxa reprodutiva, pode atingir grandes concentrações no meio aquático, alterando a cor da água, que pode tornar-se vermelha, esverdeada ou de tons marrom-dourado. Os principais fatores que transformaram estes organismos na base da cadeia alimentar em ambientes aquáticos são as suas características de autotrofia e elevada taxa reprodutiva. Deste modo, o processo de eutrofização permite, na maioria das vezes, um desenvolvimento do fitoplâncton, com a dificuldade do zooplâncton de repor à mesma velocidade o equilíbrio no ecossistema. O fitoplâncton necessita de uma grande variedade de nutrientes para crescer, no entanto o défice de fósforo e/ou o azoto nos sistemas aquáticos limitam o seu crescimento (Aubry & Elliott, 2006).

Na verdade, o aumento da quantidade de matéria orgânica num ecossistema aquático promove um aumento da quantidade de decompositores aeróbios, que para decomporem a matéria orgânica necessitam de oxigénio gerando uma carência bioquímica de oxigénio. O aumento da matéria orgânica condiciona a disponibilidade de oxigénio na água, diminuindo a concentração deste. A maioria, dos organismos que necessitam de oxigénio para sobreviver acabam por morrer, aumentando a matéria orgânica e voltando ao início do ciclo. O oxigénio na água tende a diminuir e os decompositores anaeróbios a aumentar levando à eutrofização do sistema. Em

condições naturais o processo é caracterizado como um processo lento, contudo devido a fatores como a temperatura, incidência solar e aumento da disponibilidade de nutrientes este é acelerado promovendo a produtividade primária e o consequente crescimento da biomassa algal, desequilibrando o ecossistema.

Os nutrientes azoto e fósforo são fundamentais e, por vezes limitantes, para o crescimento de plantas, inclusive, em ecossistemas aquáticos, no crescimento do fitoplâncton e algas bênticas (Diogo, 2008).

Na década de 1960, a eutrofização começou a ser considerada como um motivo de preocupação e como um problema de degradação da qualidade de água. A eutrofização tem muitos efeitos negativos no ecossistema aquático. No entanto, a consequência com mais impacto no meio aquático é o aumento do crescimento algas que interferem com o uso da água para a pesca, atividades recreativas, indústria, agricultura e uso doméstico. É de salientar a escassez de oxigénio causada pela senescência, ajuda à decomposição de plantas aquáticas, perda de habitats, causando mortes de peixes (Monteiro, 2004).

Em síntese, conforme apresentado em revisão feita por Smith *et al* (1998), os principais efeitos decorrentes da eutrofização de águas interiores são:

- Aumento na produtividade e biomassa do fitoplâncton e macrófitas em lagos, reservatórios e rios;
- Mudança na composição das algas e macrófitas, frequentemente originando “*blooms*” de espécies normalmente presentes em baixas concentrações;
- Aumento na presença de bactérias, algumas com a capacidade de produzir substâncias tóxicas;
- Aumento na produtividade e biomassa do perifíton, bem como mudanças na sua composição;
- Mudanças na produtividade e biomassa das plantas;
- Aumento na produtividade e biomassa de consumidores aquáticos;
- Aumento da probabilidade de morte de peixes;
- Decréscimo da transparência da água;
- Aumento da probabilidade e intensidade de gosto, odor, e problemas de filtração de águas superficiais;
- Depleção da concentração de oxigénio na água;
- Acumulação de nutrientes dissolvidos em águas profundas, nomeadamente se se desenvolverem condições de anoxia;
- Diminuição do valor estético do corpo de água;
- Impactos económicos negativos, incluindo o decréscimo dos valores de propriedades e redução dos usos recreativos;
- Possibilidade de aumento de risco e intensidade de doenças.

A radiação solar constitui a principal fonte energética responsável pela produtividade primária, uma vez que esta é determinante para a produtividade primária em massas de água. A eutrofização na massa de água é influenciada por diversos fatores, tais como o comportamento hidrodinâmico da massa de água, carga de nutrientes afluente, localização geográfica do plano de água, do grau de penetração da radiação solar a diferentes profundidades e tipo e composição do fitoplâncton (Monteiro, 2004).

Embora, a eutrofização de massas de água superficiais, seja considerada como um processo natural, pode ser acelerada por atividades antropogénicas, que resultam na libertação dos nutrientes azoto e fósforo, determinantes para o crescimento desequilibrado da produção primária nessas massas de água. Devido ao crescimento da população e ao desenvolvimento crescente da tecnologia, a eutrofização das massas hídricas superficiais constitui um dos mais significativos problemas, ainda por resolver, a nível do planeamento e gestão dos recursos hídricos (Diogo *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004).

Como foi mencionado no parágrafo anterior, não são apenas processos naturais que condicionam o comportamento das massas de água, os processos de origem antropogénica têm uma influência considerável e geralmente têm por consequência intensificar fenómenos naturais e acelerar o processo de eutrofização. Processos de origem antropogénica tais como o aumento das descargas municipais e industriais, criação de áreas agrícolas, industrialização, arrastamento e utilização excessiva de fertilizantes e pesticidas, obras hidráulicas que impliquem ao aumento do tempo de residência das massas de água e desmatção (Monteiro, 2004).

Cada vez mais se verifica a aceleração nos processos de eutrofização. Este fenómeno deve-se aos ecossistemas aquáticos estarem sujeitos a uma contaminação de origem difusa, sendo igualmente afetados por efluentes domésticos e industriais, para além de funcionarem como meio recetor final da escorrência de solos agrícolas e florestais. A entrada excessiva de nutrientes no ecossistema, leva a que este seja incapaz de repor o equilíbrio através dos níveis tróficos superiores, ocorrendo o fenómeno de eutrofização. Por consequência, ocorre a redução da transparência da água, a alteração da sua coloração, odor, sabor e criam-se as condições para a ocorrência de um *bloom* de algas (Aubry & Elliott, 2006). Em água doce, os *blooms* de cianobactérias são um sintoma proeminente de eutrofização, com consequências potencialmente perigosas (Smith *et al.*, 1998).

Contudo, atualmente, verifica-se um aumento da consciencialização do problema e procura-se soluções que conduzam à redução significativa das afluências de nutrientes aos lagos e albufeiras. Apesar da implementação de medidas, em alguns casos existem incertezas quanto à sua eficácia, ao nível da resposta das massas de água.

### **2.3 Importância da Agricultura nos recursos hídricos**

Em Portugal, o sector agrícola é o maior consumidor de água, inclusive de águas superficiais. As necessidades de água para a agricultura correspondem, essencialmente, aos volumes de água utilizados na rega, pelo que não têm uma distribuição uniforme no tempo, uma vez que esta se

destina a complementar as necessidades de água das culturas, garantindo o desenvolvimento vegetativo normal ao longo do ano (Cavaco & Simões, 1998).

Desta forma, os volumes utilizados têm uma distribuição temporal condicionada por todos os fatores meteorológicos e hidrológicos que determinam o teor de humidade no solo. A informação disponível sobre consumos de água para rega em todas as regiões do país é muito deficiente. Deste modo, os consumos atuais de água para rega são estimados a partir das necessidades de água das culturas, obtidas pela realização do balanço hídrico, sendo estas afetadas pelas perdas verificadas na adução, na distribuição e na aplicação (APA, 2012).

De certa forma, a estimativa dos consumos de água para rega na agricultura pode contribuir para um excesso de nutrientes nas massas de água. Uma vez que alguma falta de gestão das necessidades hídricas das plantas pode originar descargas de natureza difusa nas linhas de água, e sendo essas descargas potencialmente ricas em nutrientes, esta situação contribui muitas vezes para um excesso de nutrientes nas massas de água (USEPA, 2016).

As escorrências com origem no desperdício de água na rega são ricas em nutrientes devido à agricultura recorrer a grandes quantidades de adubos nem sempre completamente utilizados pelas plantas. Assim, a quantidade de cargas poluentes, com origem difusa, afluente às massas de água poderá estar relacionada com alterações das práticas agrícolas e com os fatores que a estas estão associados, nomeadamente: tipos de culturas, tecnologias de irrigação, práticas de controlo de erosão dos solos, tipo e quantidade de fito-fármacos e nutrientes aplicados nas culturas. Simultaneamente, a pecuária intensiva produz chorumes que são distribuídos em excesso, contribuindo também para a contaminação das águas, uma vez que são ambos ricos em azoto e fósforo, que são os principais factores de poluição difusa associados a fontes agrícolas (Cunha *et al.*, 2006; Matrosov & Harou, 2010).

De acordo com USEPA (2016), o excesso de nutrientes nas massas de água pode ser mitigado com as seguintes soluções:

- Monitorização das bacias hidrográficas: colaboração de entidades concessionárias e consumidores na redução do fluxo de nutrientes para as massas de água;
- Gestão de nutrientes: a aplicação de fertilizantes na quantidade adequada, no momento certo do ano e com o método correto, pode reduzir significativamente o potencial de poluição;
- Culturas de cobertura: gramíneas, cereais ou pastagens pode ajudar a manter nutrientes no solo, reciclando o excesso de azoto e reduzindo a erosão do solo;
- *Buffers*: plantação de árvores, arbustos e gramíneas em torno de campos, especialmente aqueles que retêm o solo, podem ajudar a absorver ou filtrar nutrientes antes de estes chegarem às massas de água;
- Conservação do solo: reduzir a frequência com que os campos são cultivados reduz a erosão e a compactação do solo, contribui para o desenvolvimento da matéria orgânica do solo e favorece a capacidade de infiltração do solo;

- Gestão de animais: manter animais afastados das massas de água, contribui para reduzir as afluências de azoto e fósforo;
- Gestão da água de drenagem: reduzir as cargas de nutrientes que drenam dos campos agrícolas ajuda a evitar a degradação das massas de água.

## 2.4 Modelação da qualidade da água

Na década de 1960, surgiu um aumento nas preocupações ambientais, que conduziu ao grande desenvolvimento da modelação matemática da qualidade da água. Mais tarde, no início da década de 1980, verificou-se uma preocupação crescente relativamente aos níveis de eutrofização nos lagos e albufeiras, devido ao efeito do enriquecimento em nutrientes dessas massas de água com consequente alteração do seu estado trófico (Coelho, 2009).

O crescimento das preocupações levou à criação de legislação, programas de intervenção e programas de monitorização. Posteriormente, de forma a avaliar a eficiência das soluções propostas, foi necessário investir em técnicas e metodologias de simulação, que permitissem analisar o comportamento hidrodinâmico dos sistemas, bem como as suas repercussões sobre a qualidade da água (Coelho, 2009; HEC, 2010).

Ao longo dos anos, tem sido perceptível que a utilização de modelos facilita a compreensão do comportamento das massas de água, desde a explicação da origem da concentração de poluentes até à avaliação da eficácia de programas de intervenção na relação entre as pressões poluentes e o estado da qualidade da água, perante diferentes cenários, tendo como objetivo final a adequada gestão das massas de água. Complementando, a modelação tem sido habitualmente usada para auxiliar a compreensão do funcionamento dos sistemas, bem como para a previsão do seu comportamento futuro, de acordo com modificações de uma ou mais das suas características (Espinha Marques *et al.*, 2006).

Em concordância com o paragrafo anterior, os autores Kannel *et al* (2007), caracterizam a modelação matemática da qualidade da água como uma ferramenta metodológica essencial, que consiste em representar, de maneira simplificada, diferentes sistemas e interações que ocorrem em um determinado meio, através de hipóteses estabelecidas sobre a estrutura ou sobre o comportamento desse, identificando o comportamento atual da dinâmica de diferentes constituintes nas massas de água, bem como avaliando os diferentes efeitos em termos de melhoria da qualidade da água.

De acordo com Silva (2003), a evolução da modelação da qualidade da água pode ser dividida em quatro fases principais, relacionadas com as preocupações sociais e com as capacidades computacionais disponíveis em cada período. Observando a Tabela 2.2, verifica-se a evolução da modelação da qualidade da água nas quatro fases principais, em que o modelo clássico de Streeter-Phelps é considerado o modelo pioneiro, da primeira fase de todos os trabalhos publicados. Na década de 60, a disponibilidade computacional possibilitou um grande avanço no desenvolvimento da modelação matemática. O primeiro modelo avançado envolvia expressões



numéricas com estruturas analíticas, possibilitando análises com geometrias complexas, cinéticas e simulações com variações temporais. No ano de 1970, surgem novas preocupações focadas na ecologia dos recursos naturais. A eutrofização começou a ser considerado o principal problema da qualidade da água e, conseqüentemente, aumentaram os estudos sobre processos ecológicos. A mais recente fase da modelação matemática da qualidade da água tem como foco o estudo dos impactos causados por substâncias tóxicas no meio aquático.

Tabela 2.2 – Evolução de modelos matemáticos da qualidade da água (Fonte: Adaptado de Chapra, 1997)

| Ano           | Modelos   | Fases |
|---------------|---|-------|
| 1925          | Modelo de Streeter-Phelps   | 1ª    |
| Década de 40  | Modelos empíricos de nutrientes   |       |
| Década de 50  | Modelos para rios   |       |
| Década de 60  | Desenvolvimento de vários tipos de modelos  | 2ª    |
| Década de 70  | Modelos complexos de qualidade da água com foco na eutrofização   | 3ª    |
| Década de 80  | Desenvolvimento de modelos ecológicos   |       |
| Década de 90  | Desenvolvimento de novas ferramentas matemáticas  | 4ª    |
| Acima de 2000 | Desenvolvimento de modelos de poluição e aplicação de novos métodos como sistemas de inferência, algoritmo genético e redes neurais |       |

É importante acrescentar que a modelação da qualidade da água apresenta várias vantagens em relação aos métodos empíricos de determinação dessa qualidade, principalmente pela capacidade de fazer previsões para cenários diversificados, num intervalo de tempo bastante curto e com custos reduzidos (Kannel *et al.*, 2007; Knapik *et al.*, 2011).

Em complemento ao parágrafo anterior o autor Coelho (2009), acrescenta vantagens da modelação matemática para evitar situações, tais como:

- Reduzir significativamente as cargas poluentes afluentes a uma massa de água e observar reduções ou nenhuma melhoria ao nível da qualidade dessa massa de água
- Impor medidas de controlo, muitas vezes através de legislação específica, concluindo posteriormente que essas medidas são particularmente dispendiosas e com um reduzido retorno em termos de qualidade e conseqüente usos da água – o equivalente em engenharia ambiental a construir uma ponte para lado nenhum (Thomann e Mueller, 1987).

A Metodologia DPSIR (“Driving Forces, Pressures, State, Impacts and Responses”), permite a compreensão das relações causa-efeito; a consideração de diferentes cenários; a definição de ferramentas de engenharia que contribuam para a tomada de decisão e para uma adequada gestão, sendo que a utilização de modelos é essencial na sua aplicação.

Contudo, todos os modelos matemáticos representam apenas uma aproximação à realidade levando a resultados aos quais está sempre associado um determinado grau de incerteza.

Incertezas são intrínsecas a todos os modelos matemáticos e a sua eliminação total é praticamente impossível. A análise de incerteza de modelos matemáticos de qualidade da água deve ser realizada, com o intuito de quantificar o nível de fiabilidade dos resultados apresentados pelo modelo, e fornecer uma base sólida para sua aplicação prática (Dotto *et al.*, 2012).

#### **2.4.1 Uso de modelos unidimensionais**

Os modelos matemáticos de simulação da qualidade da água são ferramentas eficientes com a capacidade de simular e prever as condições do meio aquático, permitindo avaliar os potenciais efeitos de descargas na qualidade da água do meio receptor. Nos vários tipos de modelos matemáticos de simulação da qualidade da água de rios nenhum é aplicável para todos os objetivos e para todos os sistemas de cursos de água (Gao & Li, 2014).

Os modelos unidimensionais de rios, demonstraram a capacidade de calcular a afluência à rede hidrográfica de cargas poluentes. Na sua maioria, estes baseiam-se em extensões e desenvolvimentos de duas simples equações inicialmente propostas por Streeter e Phelps em 1925, para simular a concentração da carência bioquímica de oxigénio (CBO), determinada pela biodegradação da matéria orgânica, e a correspondente concentração de oxigénio dissolvido (OD) nas massas de água. Contudo, existem modelos matemáticos de qualidade da água mais complexos, que necessitam de um conhecimento mais detalhado sobre o sistema em estudo e de um maior número de dados disponíveis para a simulação matemática da qualidade de água, tal como para a sua calibração e verificação. O facto destes modelos apresentarem a capacidade de simular múltiplos parâmetros descritores da qualidade da água, permite obter um conjunto de informação mais detalhada e completa relativamente à qualidade da água desse sistema (Coelho, 2009).

Para avaliar o impacto ambiental de múltiplas descargas de poluição ao longo dos rios, um modelo matemático da qualidade da água bastante usado é o QUAL2Kw. As cargas poluentes podem ter origem pontual ou difusa, como o escoamento agrícola gerado em terrenos agrícolas ou florestais. (Kannel *et al.*, 2007).

### **3 Metodologia**

No presente Capítulo são descritas as metodologias a implementar que permitem a aplicação do modelo para o cumprimento dos objetivos propostos.

#### **3.1 Descrição geral e caracterização da área de estudo**

No presente trabalho a escolha das metodologias a implementar teve como fator determinante cumprir os objetivos propostos, garantindo a exequibilidade do estudo, face a todas as adversidades existentes, tais como o reduzido número de dados disponíveis e a possibilidade de avaliação dos resultados obtidos. Para definição dos métodos a utilizar foi necessário identificar as lacunas de dados existentes, tendo-se verificado um reduzido número de dados relativos ao troço em estudo, não apenas em termos de dados de qualidade, mas também de dados de quantidade. Por vezes a indisponibilidade de dados foi impeditiva da implementação dos métodos propostos.

O principal objetivo do estudo prendeu-se na avaliação da qualidade da água de um determinado troço e o comportamento hidrodinâmico dessa massa de água. Quando se tem por objetivo realizar um estudo de análise do comportamento de um troço durante vários anos, o detalhe da informação de base tem que ser adequado e de fonte segura, de forma a tornar viável a produção de resultados fiáveis.

As metodologias adaptadas refletem algumas limitações de dados. A definição e desenvolvimento de um plano de amostragem, com vista à obtenção dos dados necessários à aplicação dos modelos utilizados, bem como à calibração e verificação dos correspondentes resultados, remete para estudos mais detalhados, a desenvolver no futuro.

No trabalho realizado recorreu-se aos sistemas de informação geográfica ArcGis e QGIS 2.18.13. e Google Earth Pro. Os dados utilizados no presente trabalho são referidos no Capítulo 4.

A metodologia definida é em seguida apresentada, de forma resumida, de forma a atingir os objetivos propostos:

##### **3.1.1 Seleção de caso de estudo**

Na seleção do caso de estudo pretendeu-se dar uma contribuição para o conhecimento relativo à qualidade da água no vale do Sorraia. Tendo definido esse objetivo, e numa reunião informal com a entidade concessionária do respetivo perímetro de rega (ARBVS), questionou-se a mesma sobre os troços do vale do Sorraia relativamente aos quais existe uma maior preocupação sobre a qualidade da água. Assim, selecionou-se o trecho em estudo, uma vez que este apresentava vários episódios de crescimento excessivo de *Lemna minor*. Após a definição do trecho em estudo, procedeu-se à recolha de dados.

### **3.1.2 Recolha de dados**

Os dados necessários para o funcionamento do modelo foram facultados pela ARBVS (Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia), uma vez que, a Associação é responsável pela gestão e exploração dos perímetros de rega da bacia do Sorraia, faz análises periódicas com o fim de garantir a qualidade da água utilizada no regadio. Contudo, os dados disponíveis no Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) – [www.snirh.pt](http://www.snirh.pt), da responsabilidade da APA, foram usados para completar a série temporal utilizada. Os dados quantitativos e qualitativos relativos a caudais cabeceira, caudais laterais afluentes e caudais tributários foram facultados pela ARBVS. Os dados sobre as características da descarga proveniente da ETAR foram facultados pela Câmara de Mora. As condições meteorológicas foram, maioritariamente, facultadas pela ARBVS (temperatura do ar, velocidade do vento, radiação solar, humidade relativa e precipitação) e recorreu-se ao SNIRH para obter os dados de Nebulosidade. De forma a confirmar os dados utilizados para aplicação do modelo matemático de qualidade da água comparou-se as series de dados facultadas pela ARBVS com as series de dados existentes do SNIRH, e as duas fontes revelaram-se semelhantes ao nível dos resultados analíticos obtidos.

### **3.1.3 Delimitação em SIG das bacias drenantes para as massas de água**

As bacias hidrográficas foram delimitadas na Carta Militar de Portugal correspondentes à área de estudo, folha 409 e 395 e escala 1:25 000, de forma a delimitar a área de estudo e respetiva bacia drenante. A delimitação destas bacias constitui tarefa essencial para o desenvolvimento subsequente do estudo realizado, já que as estimativas de carga afluente só é possível para as massas de água cuja delimitação geográfica da respetiva bacia é conhecida.

### **3.1.4 Caracterização da área de estudo**

Nas principais características da área de estudo foi realizada uma breve caracterização da linha de água, do clima e das atividades económicas da área de estudo, a partir de bibliografia consultada e devidamente identificada. Adicionalmente foram apresentados e analisados os dados da qualidade da água disponíveis, facultados pela ARBVS.

## **3.2 Modelo QUAL2Kw**

Esta secção consiste na descrição do modelo de simulação matemática da qualidade da água utilizado, o QUAL2Kw. Em 3.2.1 é feita uma introdução às características principais do modelo. A secção 3.2.2 apresenta as três fases principais necessárias para a utilização do modelo, denominadas por representação conceptual, funcional e computacional. Na secção 3.2.3, são apresentadas as metodologias para a determinação dos dados necessários para o funcionamento do modelo. De seguida são descritas detalhadamente as equações utilizadas na modelação da temperatura (secção 3.2.4) e na modelação de parâmetros de qualidade da água (secção 3.2.5). Por fim, o processo de calibração do modelo é apresentado na secção 3.2.6.

### 3.2.1 Descrição e principais características

Na presente dissertação reuniram-se as condições necessárias para a aplicabilidade do modelo matemático da qualidade da água, o QUAL2Kw, na sua versão 5.10, distribuído pelo “Center for Environmental Research Information” (CERI) da “United States Environmental Protection Agency” (USEPA). O modelo QUAL2Kw foi desenvolvido pelo Civil and Environmental Engineering Department, Tufts University, Medford, com a colaboração do Washington State Department of Ecology, Olympia.

O QUAL2Kw foi originalmente desenvolvido por Steve Chapra, Greg Pelletier e Hua Tao em conexão com a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América e a Universidade Tufts. O modelo está escrito no MS Windows Visual Basic e o Microsoft Excel é usado como interface gráfica do usuário. Todas as entradas e saídas são organizadas em uma série de folhas de cálculo, com diferentes paletas de cores que se correlacionam com as várias entradas e saídas. Todos os cálculos numéricos são implementados no Fortran 90 para diminuir o tempo de cálculo. O programa pretende representar uma versão modernizada do modelo QUAL2E desenvolvido por Brown e Barnwell em 1987. As capacidades do QUAL2Kw foram melhoradas com dois tipos de Carência Bioquímica de Oxigénio (CBO rápida e CBO lenta) e processos ao nível da interface água/sedimentos. Além disso, o QUAL2Kw, na sua versão atual (5.10), permite modelar o pH e a alcalinidade.

O modelo tem a capacidade de simular uma ampla gama de parâmetros descritores da qualidade da água, incluindo a temperatura, oxigénio dissolvido (OD), CBO<sub>5</sub>, parâmetros dos ciclos do azoto e do fósforo, sólidos em suspensão, algas, microrganismos patogénicos, fitoplâncton e detritos. Os processos físico-químicos simulados pelo modelo incluem a cinética da qualidade da água, o equilíbrio químico, a advecção, a dispersão, a sedimentação e as interações com a atmosfera e com o leito do rio, nomeadamente através da carência de oxigénio dos sedimentos (Kannel *et al.*, 2007).

O modelo é aplicável a sistemas com boas condições de mistura, assume escoamento de regime permanente, sem variação das características ao longo do tempo em cada secção, e apresenta um sentido de escoamento de montante para jusante. O QUAL2Kw requer vários tipos de dados de entrada, tais como as características hidráulicas que condicionam o escoamento, taxas e constantes de reação, bem como as características das fontes poluentes, em termos de caudais e concentração dos diferentes parâmetros. Ao nível das características hidráulicas considera-se o comprimento do canal, o seu declive, elevação, largura, coeficiente de rugosidade e forma geométrica da secção transversal. A equação de Manning-Strickler é usada para calcular os valores de caudal, velocidade e altura do escoamento, a partir dos parâmetros atrás referidos. As taxas e as constantes de reação referem-se aos processos a serem simulados, como coeficientes de decaimento da CBO, taxa de rearejamento, taxa de crescimento de algas, difusividade turbulenta e velocidade de sedimentação (Chapra *et al.*, 2012).

Existem dois tipos de saída produzidos pelo QUAL2Kw – saídas espaciais e temporais. Os gráficos gerados para essas saídas mostram as alterações na concentração de cada parâmetro numa dada secção ao longo de um período de tempo especificado. Os resultados podem também ser apresentados em termos da evolução da concentração dos diferentes parâmetros submetidos a simulação ao longo do espaço (Chapra *et al*, 2012).

Durante a última década foram desenvolvidas várias versões do QUAL-II, sendo que o modelo QUAL2Kw (ou Q2K) é uma versão modernizada do QUAL2E. É de salientar duas características que distinguem o Q2K dos modelos anteriores. Na atual versão do modelo o fluxo de oxigénio e de nutrientes através da interface água-sedimento são calculados como uma função de fixação de partículas de matéria orgânica e reações no interior de sedimentos, e concentrações de formas solúveis na água subjacente. Segunda característica, a zona hipoxia é modelada (Pelletier *et al*, 2005).

De acordo com os autores (Pelletier & Chapra, 2008), a versão modernizada de QUAL2E, o QUAL2Kw, inclui os seguintes novos elementos:

- No modelo de segmentação, o Q2K simula diferentes troços no trecho em estudo, sendo que os troços podem apresentar comprimentos diferentes entre si. Adicionalmente, o *input* de descargas pode acontecer a qualquer km em cada troço;
- O Q2K usa duas formas de CBO para representar carbono orgânico. Estas formas são uma forma lentamente oxidável (CBO lenta) e uma forma rapidamente oxidável (CBO rápido);
- O Q2K acomoda situação de anoxia reduzindo as reações de oxidação a zero na presença de baixos níveis de oxigénio. Além disso, a desnitrificação é modelada como uma reação de primeira ordem que é potenciada por baixas concentrações de oxigénio;
- Os fluxos de oxigénio dissolvido e nutrientes, através da interface água/sedimento, são passíveis de serem simulados, ou seja, o oxigénio dissolvido (OD) e os fluxos de nutrientes são simulados como função de sedimentação de matéria orgânica em partículas, reações dentro dos sedimentos e as concentrações de formas solúveis nas águas subjacentes;
- O modelo simula algas de fundo;
- A diminuição da entrada de luz solar é calculada em função de plantas, algas, detritos e sólidos inorgânicos;
- Tanto a alcalinidade quanto o carbono inorgânico total são simulados. O pH é então simulado com base nesses dois parâmetros;
- A remoção dos organismos patogénicos é determinada em função da temperatura, da luz e da sedimentação;
- Capacidade de simulação opcional do metabolismo de bactérias heterotróficas na zona de hipoxia.

### **3.2.2 Representação conceptual, funcional e computacional**

A utilização de um modelo matemático de simulação de qualidade da água passa por três fases, a representação conceptual, a representação funcional e a representação computacional.

Na representação conceptual define-se graficamente o sistema, descrevendo as propriedades geométricas, as condições de fronteira e as inter-relações entre as várias secções do mesmo. A definição gráfica do sistema consiste na divisão do mesmo em elementos computacionais, com uma dimensão compatível com os objetivos da aplicação do modelo (Coelho, 2009).

Como em qualquer sistema, existem relações entre os parâmetros do modelo, sob a forma de um conjunto de equações. A formulação de processos e balanços ocorrentes no sistema é denominada por representação funcional (Coelho, 2009).

Para solução do problema em termos de espaço e de tempo, o modelo funcional é transposto para a forma matemática e para os procedimentos computacionais. A representação computacional baseia-se no desenvolvimento de uma solução técnica específica e à sua codificação em termos de linguagem computacional (Coelho, 2009).

A representação conceptual depende das características do sistema em função do grau de discretização dos resultados que se pretende obter com o modelo. Contudo, as representações funcionais e computacionais do sistema são previamente estruturadas de forma a serem aplicadas a qualquer sistema, sendo que, posteriormente, para cada caso de estudo, são escolhidos os processos e, correspondentemente, os parâmetros de qualidade que se pretendem modelar (Coelho, 2009).

#### **3.2.2.1 Representação conceptual**

Na representação conceptual o sistema forma uma cadeia de reatores de mistura completa, equivalentes a elementos computacionais. Os mecanismos de advecção e de dispersão são fundamentais para a ligação dos elementos computacionais que possuem as mesmas características hidráulicas e geométricas, bem como iguais taxas de reação (Coelho, 2009).

Ao utilizar o modelo QUAL2Kw, a representação conceptual, Figura 3.1, envolve o seguinte conjunto de procedimentos:

- Divisão do sistema a modelar em troços, que deve respeitar as regras estabelecidas pelo modelo, tais como, as características hidráulicas relativamente homogéneas. Em cada confluência entre duas linhas de água, considerou-se um novo troço a jusante. Nas características hidráulicas foi atribuída particular atenção ao declive longitudinal do leito de cada curso de água;

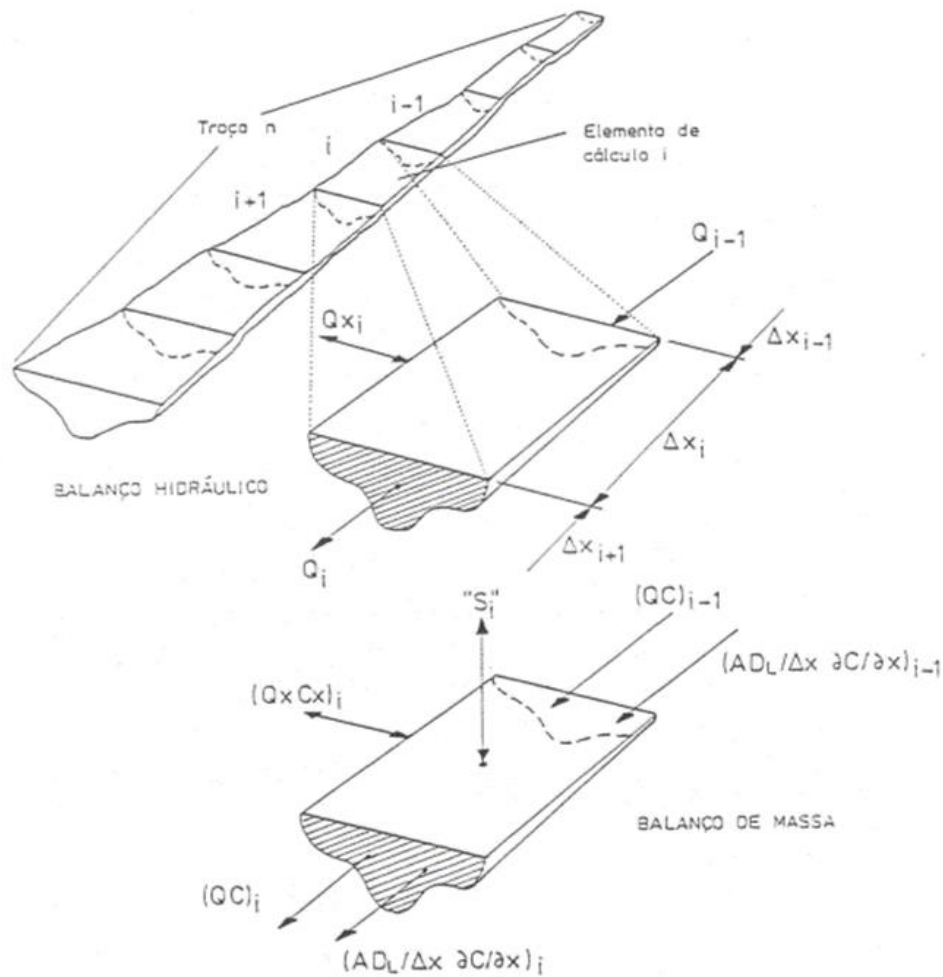


Figura 3.1 – Discretização de cada troço do sistema (Fonte: Adaptado de Brown e Barnwell, 1987)

### 3.2.2.2 Características hidráulicas

A determinação das características hidráulicas do escoamento, área da secção transversal, altura, e velocidade, para cada elemento computacional, permitem definir o balanço hidráulico. Essas características podem ser calculadas de duas formas: curvas de vazão ou equação de Manning-Strickler (Pelletier & Chapra, 2008).

O balanço hidrológico para um dado elemento computacional pode ser escrito simplesmente como:

$$\left(\frac{\delta Q}{\delta x}\right)_i = (Qx)_i \quad (3.01)$$

em que:

-  $Qx$  – somatório do caudal de entradas e/ou saídas externas [ $m^3.s^{-1}$ ].



Sabendo  $Q$ , podem determinar-se as outras características hidráulicas do sistema através de equações do tipo:

$$u = a Q^b \quad (3.02)$$

$$A_x = Q / u \quad (3.03)$$

$$h = c Q^d \quad (3.04)$$

em que:

- $a$ ,  $b$ ,  $c$  e  $d$  – constantes empíricas;
- $Q$  – caudal escoado [ $m^3.s^{-1}$ ];
- $u$  – velocidade de escoamento [ $m.s^{-1}$ ];
- $h$  – a altura de água [ $m$ ].

Sob condições de fluxo constante e assumindo secções transversais trapezoidais (Figura 3.2), a equação de Manning-Strickler (3.05) pode ser utilizada para definir as características hidráulicas do sistema, conhecendo os declives dos taludes laterais, a largura do leito, o declive do fundo do canal e o material constituinte desse leito.

$$Q = K_s A R^{2/3} S_0^{1/2} \quad (3.05)$$

onde:

- $Q$  – caudal escoado [ $m^3.s^{-1}$ ];
- $A_c$  – área transversal da secção trapezoidal [ $m^2$ ];
- $R$  – raio hidráulico [ $m$ ];
- $K_s$  – coeficientes de rugosidade da fórmula de Manning-Strickler [ $m^{1/3}.s^{-1}$ ];
- $S_0$  – declive do troço [adimensional].

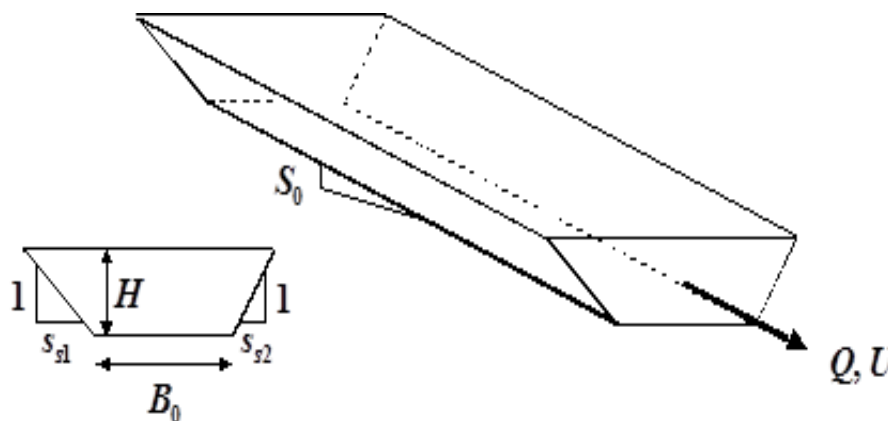


Figura 3.2 – Canal trapezoidal (Fonte: Pelletier & Chapra, 2008)

### 3.2.2.3 Representação funcional

Com o modelo QUAL2K é possível simular as variáveis oxigênio dissolvido, azoto orgânico, azoto amoniacal e nitrato, fósforo orgânico e dissolvido, coliformes e fitoplâncton, condutividade, sólidos inorgânicos suspensos, matéria orgânica particulada (detritos), patogênicos, alcalinidade, carbono inorgânico total e biomassa, azoto e fósforo de algas perifíticas. As variáveis de estado descrevem completamente o comportamento de um sistema dinâmico e, no presente caso de estudo, correspondem ao tempo de percurso, velocidade de escoamento, altura de água, , temperatura da água (Knapik *et al.*, 2011).

Tal como se observa na Figura 3.3, o balanço de massa, para cada parâmetro, inclui transporte, advecção e a dispersão. Para todas, exceto para as variáveis relacionadas com as algas perifíticas, a equação 3.06 representa o balanço de massa geral de cada parâmetro (C) presente na coluna de água:

$$\frac{dc_i}{dt} = \frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i} c_i - \frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i + \frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i) + \frac{E'_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i) + \frac{W_i}{V_i} + S_i + \frac{E'_{hyp,i}}{V_i} (c_{2,i} - c_i) \quad (3.06)$$

em que:

- $Q_{i-1}$  – caudal que entra na secção de montante,  $[m^3.s^{-1}]$ ;
- $Q_i$  – caudal que sai na secção de jusante,  $[m^3.s^{-1}]$ ;
- $Q_{ab,i}$  – caudal lateral em cada elemento computacional,  $[m^3.s^{-1}]$ ;
- $W_i$  – carga externa do elemento computacional  $i$   $[mg.d^{-1}]$ ;
- $S_i$  – fontes externas e/ou sumidouros devido aos mecanismos de transferência de massa e reações  $[mg.m^{-3}.d^{-1}]$ ;
- $E$  – estabilidade da coluna de água ou gradiente de densidade normalizado  $[m^{-1}]$ ;
- $t$  – tempo  $[d]$ ;
- $V$  – Volume  $[m^3]$ .

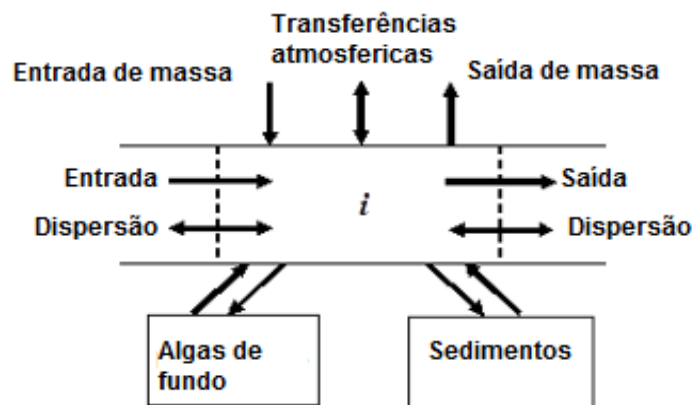


Figura 3.3 – Balanço de massa (Fonte: Adaptado de Pelletier & Chapra, 2008)

No Anexo I, Figura A.1, são apresentados o modelo cinético e o processo de transferência de massa do modelo QUAL2Kw, as variáveis de estado consideradas envolvem dissolução, hidrólise, oxidação, nitrificação, desnitrificação, fotossíntese, morte e respiração. Encontram-se incluídos os processos de advecção e dispersão, de rearejamento, sedimentação e carência de oxigénio pelo sedimento, mas também o fluxo do sedimento e fluxo de carbono inorgânico no sedimento.

### **3.2.3 Dados necessários para o funcionamento do modelo**

Para o funcionamento do modelo QUAL2Kw, é necessária a identificação e recolha de diferentes tipos de dados. Na presente secção e correspondentes subsecções procede-se à apresentação desses dados, com destaque para os seguintes:

- Condições iniciais e condições de cabeceira do sistema submetido a simulação;
- Dados meteorológicos;
- Dados inerentes às afluentes ao sistema, quer em termos de caudais, quer ao nível da qualidade da água dessas afluentes;

#### **3.2.3.1 Condições iniciais do sistema**

Nas condições iniciais do sistema, são definidas as características quantitativas e qualitativas do sistema. Os parâmetros que caracterizam o caudal de cabeceira e os dados meteorológicos, ao nível das condições iniciais, têm que corresponder ao início do período de simulação.

Os dados meteorológicos são considerados fundamentais para o bom funcionamento do modelo ao nível dos balanços térmicos, uma vez que influenciam consideravelmente a temperatura da água. Por outro lado, a temperatura da água influencia todas as reações biológicas e químicas que se processam na massa de água, condicionando, de forma direta ou indireta, todos os outros parâmetros descritores dessa qualidade (Coelho, 2009).

Nos estudos de simulação matemática da qualidade da água é relativamente comum a carência de dados e a necessidade de estimar os elementos em falta. O estudo desenvolvido não constituiu uma exceção, sendo necessário estimar vários elementos em falta através de valores disponíveis para outros locais ou outras afluentes ao sistema (Coelho, 2009).

#### **3.2.3.2 Estimativa e caracterização de descargas de origem urbana**

Após a recolha de dados e, visando a prossecução dos objetivos propostos, verificou-se que os dados disponíveis eram insuficientes, principalmente nos dados relativos a caudais difusos e pontuais, falta de informação relativa a caudais descarregados e respetivas concentrações.

Relativamente a caudais descarregados pontuais, não existe informação sobre a localização de descargas pontuais de origem industrial, mas apenas de origem urbana, descargas essas estimadas em função do número de habitantes da freguesia ao qual pertence a ETAR

responsável pela descarga pontual existente. Em resumo o caudal gerado pela freguesia é calculado de acordo com:

$$Q = pp_n \times \text{cap.} / 1000 / 86400 \quad (3.07)$$

em que:

- Q – caudal descarregado [ $\text{m}^3.\text{s}^{-1}$ ];
- $pp_n$  – número de habitantes na freguesia [hab];
- cap. – captação de afluência à rede [ $\text{L}.\text{(hab.dia)}^{-1}$ ].

Como os valores de concentração de fósforo e azoto provenientes de águas residuais urbanas foram facultados pela entidade responsável por analisar a qualidade da água à saída da ETAR, não houve necessidade de estimar cargas de fósforo e azoto.

### **3.2.3.3 Estimativa de caudais laterais afluentes**

Do ponto de vista económico e social o sector agrícola, em Portugal, apresenta uma influência considerável na fixação da população ativa nas regiões onde se encontram instaladas e diminuem a desertificação. Paralelamente, não pode ser ignorado o contributo deste sector para a poluição gerada e os potenciais efeitos na qualidade das massas de água.

A poluição gerada, poluição difusa com origem na atividade agrícola, é geralmente caracterizada, em termos das cargas de azoto total e de fósforo total. Em Portugal, apesar do conhecimento e formação adquirida nos últimos anos por parte de entidades concessionárias de massas de água, não são realizados programas de monitorização frequentes, que permitam o cálculo efetivo das concentrações de nutrientes afluentes às massas de água, tornando-se necessária a estimativa da exportação de nutrientes a partir do solo, e recorrendo a vários métodos descritos por diferentes autores.

Para o cálculo da concentração de nutrientes afluentes às massas de água, utilizou-se a seguinte metodologia, abaixo sintetizada:

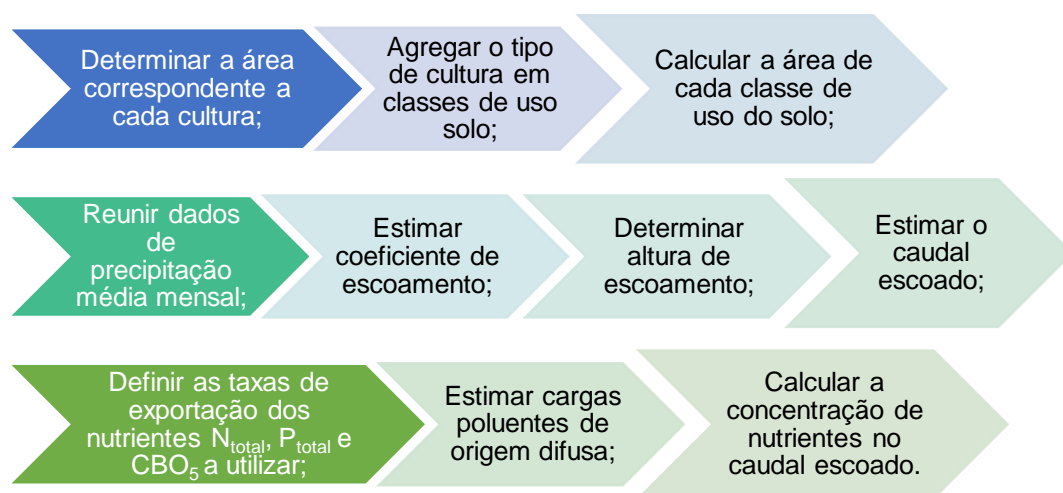


Figura 3.4 – Metodologia utilizada para estimar as concentrações de nutrientes ao nível da poluição difusa

Em termos de uso de solo, as correspondentes cartas, facultadas pela entidade responsável, ARBVS, CA 2014, CA 2015 e CA 2016 foram utilizadas como base de informação. Através da utilização do *software* QGIS, foi possível determinar a área de cada cultura agrícola presente nas áreas de drenagem para os troços em estudo, nos diferentes anos em análise. Como a informação disponível nestas cartas é bastante detalhada, as diferentes culturas agrícolas foram agregadas em classes de uso do solo, tais como áreas agrícolas com culturas temporárias, áreas agrícolas com culturas permanentes, inculto, áreas agrícolas heterogéneas e floresta.

As cargas poluentes de origem difusa afluentes às massas de água são de difícil quantificação, na medida que dependem de diversos fatores, tais como a intensidade e duração da precipitação, tipo e uso do solo, práticas agrícolas e fisiografia do terreno (Rodrigues, 2004).

O caudal,  $Q$ , foi determinado tendo em conta a equação 3.08. Considerou-se que o escoamento é cerca de 25% da precipitação total mensal para a região do troço em estudo (SNIRH, 2012).

$$Q = [H_{\text{esc}} \times A_{\text{classe}}] / D_{\text{mês}} / (24 \times 3600) \quad (3.08)$$

em que:

- $Q$  – caudal escoado [ $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ];
- $H_{\text{esc}}$  – Altura de escoamento mensal [m];
- $A_{\text{classe}}$  – Área correspondente a cada classe [ $\text{m}^2$ ];
- $D_{\text{mês}}$  – Nº de dias correspondente ao mês em estudo.

$$H_{\text{esc}} = [P \times C] / 1000 \quad (3.09)$$

em que:

- $H_{\text{esc}}$  – Altura de escoamento mensal [m];
- $P$  – Precipitação média mensal [mm];
- $C$  – coeficiente de escoamento [adimensional].

Com o objetivo de calcular as cargas poluentes de origem difusa, utilizaram-se diferentes taxas de exportação. Na Tabela 3.1, são descritas as taxas de exportação utilizadas, que se referem aos parâmetros azoto total e fósforo total, expressos em massa de poluente exportado por unidade de área e unidade de tempo. A taxa de exportação de CBO<sub>5</sub> foi considerada em todos os casos 1 kg/ha.ano.

As primeiras cinco taxas de exportação, referem-se às diferentes classes de usos do solo, e são utilizadas para o cálculo de cargas difusas provenientes de terrenos com culturas agrícolas. As últimas duas correspondem a agregados de uso do solo para as diferentes bacias hidrográficas de Portugal continental, sendo estas utilizadas para o cálculo de cargas difusas provenientes das áreas não cultivadas.

Tabela 3.1 – Taxas de exportação consideradas (Fonte: APA, 2012)

| Classes de uso do solo                              |                               | N <sub>total</sub> (kg.(ha.ano) <sup>-1</sup> ) | P <sub>total</sub> (kg.(ha.ano) <sup>-1</sup> ) | Fonte              |
|---|-------------------------------|---|---|--------------------|
| <b>Áreas agrícolas com culturas</b>                 | Permanentes                   | 2,70  | 0,30  | Novotny, 1994      |
|   | Temporárias                   | 5,00  | 1,00  |                    |
| <b>Áreas agrícolas</b>                              | Heterogéneas                  | 3,85  | 0,65  | Dal & Kurtar, 1993 |
|   | Inculto                       | 3,85  | 0,65  |                    |
| <b>Agregação de diferentes classes usos do solo</b> | Florestas                     | 2,00  | 0,05  |                    |
|   | Área drenante ribeira de Seda | 3,50  | 0,50  |                    |
|   | Área drenante ribeira da Raia | 3,00  | 0,40  |                    |

Para estimar a concentração de nutrientes nos caudais gerados nas diferentes áreas de drenagem foi necessário calcular as cargas difusas dos poluentes de azoto total e fósforo total através da equação 3.10.

$$\text{Carga difusa} = A_{\text{classe}} \times (T_{\text{exp}} / 12) \quad (3.10)$$

em que:

- Carga difusa – carga de poluentes de origem difusa [kg.mês<sup>-1</sup>];
- A<sub>classe</sub> – Área correspondente a cada classe [ha];
- T<sub>exp</sub> – taxa de exportação [kg.(ha.ano)<sup>-1</sup>].

Como foi referido anteriormente este método permite estimar a concentração de nutrientes nos caudais difusos, através de uma relação entre a carga de poluentes de origem difusa por mês e o caudal médio mensal, ou seja, equação seguinte:

$$[ ] \text{ poluente} = (\text{Carga difusa} / Q) \times 1000 \quad (3.11)$$

em que:

- [ ] poluente – concentração nos caudais difusos [mg.L<sup>-1</sup>];
- Carga difusa – carga de poluentes de origem difusa [kg.mês<sup>-1</sup>];
- Q – caudal escoado mensal [m<sup>3</sup>.mês<sup>-1</sup>].

Visto que, no caso de estudo os nutrientes em análise são nitrato e fosfato, foi necessário o cálculo dos mesmos, com base no azoto total e no fósforo total, respetivamente. Assumindo que o nitrato corresponde a 70% do azoto total e o fosfato a 60% do fósforo total, a concentração destes parâmetros nos caudais estimados foi calculada em função dessas percentagens.

A temperatura da água e o oxigénio dissolvido foram estimados com base em casos de estudo que apresentam características similares ao presente e, adicionalmente, através de um processo iterativo, encontrou-se um valor adequado.

Adicionalmente, devido à influência das práticas agrícolas nos caudais laterais afluentes ao sistema em estudo, outros fatores foram considerados importantes, na medida que podem aumentar a concentração de nutrientes nos caudais difusos. É um facto que os tipos de culturas, tecnologias utilizadas na irrigação e a sua eficiência, práticas de controlo de erosão do solo, entre outros, tem uma influência significativa na alteração da quantidade e da qualidade dos caudais laterais afluentes. Posto isto, procurou-se quantificar e qualificar os caudais laterais afluentes contabilizando as perdas na rega e as perdas no transporte de caudais para irrigação de culturas.

Em média, aos sistemas de rega estarão associadas cerca de 20% de perdas estimadas de água de rega (Leão e Morais, 2008). No presente caso de estudo, foi necessário estimar as perdas de rega recorrendo à eficiência de rega para cada tecnologia de rega utilizada e ao volume de água fornecido para a irrigação das diferentes culturas (equações 3.12 e 3.13). Devido à falta de registos de volume de água fornecido, foi necessário proceder à sua determinação conjugando o volume total de água consumido numa exploração agrícola com a área cultivada, da seguinte forma:

$$V_{\text{fornecido}} = [V_{\text{consumido}} \times A_{\text{cultura}}] \quad (3.12)$$

em que:

- $V_{\text{fornecido}}$  – Volume de água fornecido [m<sup>3</sup>];
- $V_{\text{consumido}}$  – Volume de água de rega consumido por cultura [m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup>];
- $A_{\text{cultura}}$  – Área de cultura agrícola [m<sup>2</sup>].

$$P_{\text{rega}} = [V_{\text{fornecido}} \times (1 - (E/100))] \quad (3.13)$$

em que:

- $P_{\text{rega}}$  – Perdas de rega [ $\text{m}^3$ ];
- $V_{\text{fornecido}}$  – Volume de água fornecido [ $\text{m}^3$ ];
- $E$  – Eficiência média do sistema de rega utilizado [%].

Para estimar as perdas de rega recorreu-se à média de resultados obtidos na bibliografia consultada, referentes aos volumes de água de rega consumidos por cultura agrícola e às percentagens de eficiência de rega correspondentes a cada tipo de tecnologia utilizada para a irrigação de determinada cultura, valores que são apresentados na Tabela 3.2.

Tabela 3.2 – Volumes de água de rega consumidos e eficiências de rega (Fonte: Adaptado de Leão e Morais, 2008)

| Áreas agrícolas             | Culturas              | Média de volume consumido por cultura ( $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ ) | Eficiência de rega (%) |
|-----------------------------|-----------------------|---|------------------------|
| <b>Culturas temporárias</b> | Milho                 | 5716,8 <sub>(a)</sub>   | 73                     |
|                             | Tomate                | 5765,5 <sub>(a)</sub>   | 76                     |
|                             | Forrageiras           | 5873,0 <sub>(a)</sub>   | 72                     |
|                             | Outras culturas       | 4654,0  | 76                     |
| <b>Culturas permanentes</b> | Vinha                 | 1859,0  | 86                     |
|                             | Olival                | 1888,0  | 88                     |
|                             | Outras culturas       | 5725,0  | 83                     |
| <b>Heterogéneas</b>         | Plantas de alagamento | 11375,6   | 45                     |

(a) Fonte: (ARBVS, 2016a)

Para estimar a concentração de nutrientes na massa de água, contabilizando as perdas de rega, recorreu-se à metodologia acima mencionada, equação 3.10 e 3.11, as áreas serão exatamente as mesmas, sendo que o caudal escoado vai aumentar, uma vez que soma o caudal escoado e volume de perdas de rega.

Quanto a perdas no transporte de afluente para irrigação de culturas considerou-se a eficiência de distribuição e o caudal transportado por canais para irrigação de culturas (Equação 3.14). Na Tabela 3.3, são apresentados os valores de eficiência de distribuição, estimados pela ARBVS, utilizados para o cálculo das perdas no transporte do caudal de irrigação.

$$P_{\text{distribuição}} = [V_{\text{distribuído}} \times (1 - (E/100))] \quad (3.14)$$

em que:



- $P_{\text{distribuição}}$  – Volume perdido na distribuição de do caudal (perdas no transporte) [m<sup>3</sup>];
- $V_{\text{distribuído}}$  – Volume de água distribuído por canais [m<sup>3</sup>];
- $E$  – Eficiência de distribuição [%].

Tabela 3.3 – Percentagens de eficiência de distribuição e respetivas, fontes

| Ano  | Eficiência de distribuição (%) | Fonte        |
|------|--------------------------------|--------------|
| 2014 | 78                             | ARBVS, 2015b |
| 2015 | 80                             | ARBVS, 2016a |
| 2016 | 76                             | ARBVS, 2017  |

Por último, para estimar a concentração de nutrientes afluente à massa de água, com origem em perdas na distribuição de água para irrigação, utilizaram-se as equações 3.10 e 3.11. Contudo, as áreas drenantes consideradas correspondem às áreas drenantes de cada troço servidas pelos canais utilizados para irrigação. O valor de taxa de exportação utilizado corresponde apenas ao valor geral atribuído à ribeira de Seda, nomeadamente 3,5 kg/(ha.ano) para azoto total, 0,5 kg/(ha.ano) para fósforo total e 1 kg/(ha.ano) para CBO<sub>5</sub>.

#### 3.2.3.4 Estimativas dos caudais tributários

Tal como nas secções anteriores, os dados disponíveis são insuficientes, uma vez que as diversas fontes consultadas apresentam falta de dados relativos aos caudais tributários ao trecho em estudo e, conseqüentemente, as respetivas concentrações de nutrientes afluentes às massas de água. Posto isto, surge a necessidade de estimativa dos caudais tributários e concentrações de nutrientes afluentes à massa de água em análise. Para o cumprimento do presente objetivo recorreu-se à metodologia apresentada na Figura 3.4, seguindo-se os diferentes passos.

#### 3.2.4 Modelação da temperatura

A temperatura da água depende da energia que atravessa a interface ar-água através dos processos de radiação, de evaporação e de convecção. No caso da radiação, esta é dividida em radiação solar de ondas curtas, em radiação atmosférica de ondas longas e em radiação de ondas longas emitida pela massa de água (Coelho, 2009).

A temperatura da massa de água é modelada através da realização de um balanço de energia em cada elemento computacional do sistema. Na Figura 3.5 está representado o balanço de energia, que considera as entradas e perdas de energia a partir das funções forçadoras do sistema, bem como as trocas de energia através da interface ar/água. A troca de energia é modelada como uma combinação de cinco processos, que incluem a consideração de radiação de onda curta e de onda longa, convecção e evaporação, através da seguinte expressão:

$$J_h = I(0) + J_{an} - J_{br} - J_c - J_e \quad (3.15)$$

em que:

- $I(0)$  – fluxo de energia que atravessa a interface ar/água [Langleys.h<sup>-1</sup>];
- $J_{an}$  – radiação solar de onda curta, após perdas por absorção e dispersão na atmosfera e por reflexão na interface ar/água [Langleys.h<sup>-1</sup>];
- $J_{br}$  – radiação de onda longa refletida [Langleys.h<sup>-1</sup>];
- $J_c$  – perda de energia através do fluxo convectivo [Langleys.h<sup>-1</sup>];
- $J_e$  – perda de energia na evaporação [Langleys.h<sup>-1</sup>].

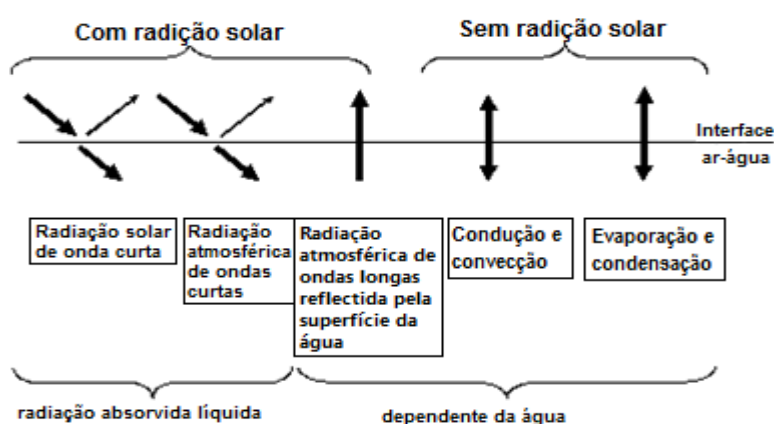


Figura 3.5 – Os componentes da troca de calor à superfície (Fonte: Pelletier & Chapra, 2008)

### 3.2.5 Modelação de Parâmetros de Qualidade da Água

Na presente secção é apresentada a modelação dos parâmetros de qualidade da água utilizados na simulação do modelo de qualidade da água selecionado. A informação foi adaptada do manual teórico de QUAL2Kw (Pelletier e Chapra, 2008), este documento apresenta a modelação teórica de 19 parâmetros. Contudo, no caso de estudo em análise, serão avaliados apenas três parâmetros descritores da qualidade da água: oxigénio dissolvido, nitratos e fosfatos.

#### 3.2.5.1 Oxigénio dissolvido

O oxigénio dissolvido (OD) é um parâmetro de suporte vital para o desenvolvimento de vida no meio aquático. O balanço de oxigénio dissolvido depende essencialmente da capacidade de rearejamento da massa de água. A transferência deste gás para a água ocorre ou por suporte físico, por transferência entre a atmosfera e a superfície da água, onde a velocidade e a turbulência do escoamento melhoram as condições de oxigenação, ou por suporte biológico, como consequência da atividade fotossintética realizada pelo fitoplâncton, bactérias, algas ou mesmo plantas aquáticas. O oxigénio dissolvido aumenta devido à fotossíntese das plantas e aos escoamentos afluentes ao sistema, para além do rearejamento através da interface ar/água.

No sistema dependendo da condição da água se está sub-saturada ou sobreaturada, ela ganha ou perde oxigénio por meio do rearejamento (Coelho, 2009). A sua solubilidade na água é dependente da temperatura, decrescendo com o aumento da mesma. Assim, ecossistemas com défice de oxigénio poderão determinar desequilíbrios biológicos, uma vez que, quer invertebrados, quer peixes, necessitam de condições de oxigenação mínimas para a ocorrência das suas necessidades metabólicas (Silva, 2013).

A seguinte equação é utilizada para representar a dependência entre a saturação de oxigénio e a temperatura. A solubilidade do oxigénio dissolvido na água depende da temperatura, da pressão atmosférica e da concentração de sólidos (Coelho, 2009).

$$\ln O^* = -139,34410 + (1,58 \times 10^5 / T) - (6,64 \times 10^7 / T^2) - (1,24 \times 10^{10} / T^3) - (8,62 \times 10^{11} / T^4) \quad (3.16)$$

em que:

-  $O^*$  – concentração de oxigénio dissolvido à pressão de 1 atm [ $\text{mg.l}^{-1}$ ];

-  $T$  – temperatura [ $^{\circ}\text{K}$ ].

### 3.2.5.2 Concentração de saturação para o oxigénio dissolvido

Para condições de pressão diferentes de 1 atm., a concentração de saturação de oxigénio dissolvido é corrigida pela seguinte equação:

$$O_p = O^* \cdot P \cdot \frac{(1 - \frac{P_{wv}}{P}) \cdot (1 - \Phi \cdot P)}{(1 - P_{wv}) \cdot (1 - \Phi)} \quad (3.17)$$

em que:

-  $O_p$  – concentração de saturação de oxigénio dissolvido para pressão diferente de 1 atm. [ $\text{mg.l}^{-1}$ ];

-  $P$  – pressão [atm], numa gama desde as 0 atm. até às 2 atm.;

-  $P_{wv}$  – pressão parcial do vapor de água [atm] que pode ser calculada por:

$$\ln P_{wv} = 11,8571 - (3840,70 / T - (216961 / T^2)) \quad (3.18)$$

e

$$\Omega = 0,000975 - (1,426 \times 10^{-5} \times t) + 6,463 \times 10^{-8} \times t^2 \quad (3.19)$$

em que:

-  $t$  – representa a temperatura [ $^{\circ}\text{C}$ ].

### 3.2.5.3 Concentração de nitratos e fosfatos

O ciclo de azoto sofre vários processos de transformação, do azoto orgânico para azoto amoniacal, seguidamente para nitritos ( $\text{NO}_2$ ) e finalmente para a forma de nitratos ( $\text{NO}_3$ ), sendo que o modelo QUAL2Kw, inclui a modelação destes parâmetros. Das quatro formas azotadas apenas foi realizada a modelação dos nitratos ( $\text{NO}_3$ ), devido à insuficiência de dados. A presente equação é apresentada de forma representa o aumento do nitrato devido à nitrificação de amónia. Sendo que este se perde por desnitrificação e fotossíntese de planta:

$$S_{ni} = \text{NH}_4\text{Nitrif} - \text{Denitr} - r_{na} (1 - P_{ap}) \text{Phytophoto} + [\text{J}_{\text{NO}_3} - (1 - P_{ab}) \text{BotAlgUptakeN}(\text{NUpWCfrac})] (A_{st,i} / V_i) \quad (3.17)$$

onde:

$$\text{Denitr} = (1 - F_{\text{oxdn}}) K_{dn} (T) n_n \quad (3.18)$$

em que:

- $K_{dn}(T)$  – constante de oxidação biológica de nitritos, dependente da temperatura [ $\text{d}^{-1}$ ];
- $F_{\text{oxdn}}$  – atenuação devido a baixa emissão de oxigénio [adimensional];
- $\text{J}_{\text{NO}_3}$  – fluxo de sedimento de nitratos em equivalentes de oxigénio [ $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ].

O  $\text{NUpWCfrac}$  descreve a fracção de azoto absorvida pelas plantas de fundo. No perifíton o valor de  $\text{NUpWCfrac}$  varia de 1 a 100% de acordo com absorção do nutriente. Para macrofitas o valor de  $\text{NUpWCfrac}$  pode ser menos que 1.

O ciclo de fósforo tem origem na morte celular de algas, em seguida são convertidas para a sua forma inorgânica, ficando novamente disponíveis para o consumo biológico das algas. O modelo QUAL2Kw considera este nutriente sob a forma de fósforo orgânico e fósforo inorgânico.

O fósforo orgânico aumenta devido à morte da planta e perde-se por hidrólise e sedimentação. O fósforo inorgânico aumenta devido à hidrólise do fósforo orgânico e à respiração do fitoplâncton. E, perde-se através da fotossíntese da planta. Além disso, uma perda de decantação é incluída para casos em que o fósforo inorgânico é perdido devido à absorção em matéria particulada sedimentável, como óxi-hidróxidos de Fe. Para a determinação do teor em fósforo inorgânico, o modelo recorre à expressão seguinte:

$$S_{pi} = \text{DOPHydro} + r_{pa} \text{PhytoResp} - r_{pa} \text{PhytoPhoto} - \text{IPSettl} + [\text{J}_{\text{PO}_4} - \text{BotAlgUptakeP}(\text{NUpWCfrac})] (A_{st,i} / V_i) \quad (3.19)$$

onde:

$$\text{IPSettl} = (v_{ip} / H) \times p_i \quad (3.20)$$

em que:

- $v_{ip}$  – velocidade de absorção do fósforo inorgânico [ $\text{m.d}^{-1}$ ];
- $\text{J}_{\text{PO}_4}$  – fluxo de sedimento de P inorgânico em equivalentes de oxigénio [ $\text{gN.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ].

O PUpWCfrac descreve a fração de fósforo inorgânico absorvida pelas plantas de fundo. No perifiton o valor de PUpWCfrac varia de 1 a 100% de acordo com absorção do nutriente. Para macrofitas o valor de PUpWCfrac pode ser menos que 1.

### 3.2.6 Calibração e Validação do Modelo

A calibração é o ajuste dos parâmetros do modelo usando um conjunto de dados de monitorização. Validação é o teste desta seleção de parâmetros usando um conjunto de dados independente. Para a modelação ser uma ferramenta de apoio em processos decisórios, é fundamental que exista consistência entre resultados simulados pelo modelo e os valores reais do sistema em estudo (Hadgu *et al.*, 2014).

Em concordância com o autor anterior, Kannel *et al.* (2007), definem a calibração matemática como o processo utilizado para determinar os parâmetros das equações de um modelo matemático, de modo a obter resultados preditos pela modelação, que sejam próximos aos valores reais observados no sistema em estudo. Assim, a calibração do modelo é realizada para ajustar os coeficientes das equações constituintes, de modo a adequá-las às realidades químicas, físicas e biológicas do sistema em estudo.

Completando a definição anterior, o autor Coelho (2009), considera que a verificação ou validação é responsável por avaliar a capacidade do modelo utilizado reproduzir os resultados de amostragem obtidos no sistema submetido a simulação, numa situação diferente da que foi utilizada durante a calibração. Este processo é realizado após a calibração do modelo e sem alteração dos coeficientes entretanto ajustados, é testado através de um outro conjunto de dados.

Contudo, as principais fontes de incertezas em modelos matemáticos de qualidade da água são: os parâmetros do modelo, dados de entrada, as equações do modelo, dados utilizados no processo de calibração e estrutura do modelo (Vrugt *et al.*, 2008).

Por norma, a calibração do modelo é realizada manualmente, através dos valores atribuídos aos coeficientes e taxas de reação. Além disso, as várias taxas de reação são estimadas tentando ajustar os resultados do modelo aos resultados de monitorização através de um processo iterativo. A partir desta calibração, os parâmetros são estimados e o modelo é alimentado com os dados de campo disponíveis. O modelo é executado para a validação dos dados e os resultados são obtidos na forma de parcelas de comparação entre dados observados e dados previstos (Kannel *et al.*, 2007).

O QUAL2Kw usa um algoritmo genético para determinar os valores ótimos para os parâmetros de taxa cinética (Pelletier *et al.*, 2005).

Os algoritmos genéticos são uma classe de técnicas de pesquisa que podem ser usadas para construir técnicas de otimização numérica. O algoritmo genético usado no Q2K é a sub-rotina de domínio público PIKAIA e funciona de acordo com o apresentado na Figura 3.6. O modelo

QUAL2Kw tem um sistema de calibração automático, que através de um algoritmo que maximiza a qualidade de ajuste dos resultados do modelo em comparação com os dados reais fornecidos ao modelo, ajustando um grande número de parâmetros. A qualidade de ajuste é determinada como o recíproco da média ponderada do erro quadrático médio da raiz normalizada da diferença entre as previsões do modelo e os dados observados para os parâmetros da qualidade da água. O algoritmo genético maximiza a qualidade de ajuste com a seguinte função:

$$f(x) = \left[ \sum_{i=1}^n w_i \right] \left[ \sum_{i=1}^n \frac{1}{w_i} \left[ \frac{(\sum_{j=1}^m O_{ij}/m)}{[\sum (P_{ij} - O_{ij})^2 / m]^{1/2}} \right] \right] \quad (3.20)$$

onde:

- $O_{i,j}$  = valores reais;
- $P_{i,j}$  = valores previstos;
- $m$  = número de pares de valores reais e valores previstos;
- $w_i$  = fator de peso;
- $n$  = número de variáveis de estado diferentes incluídas.

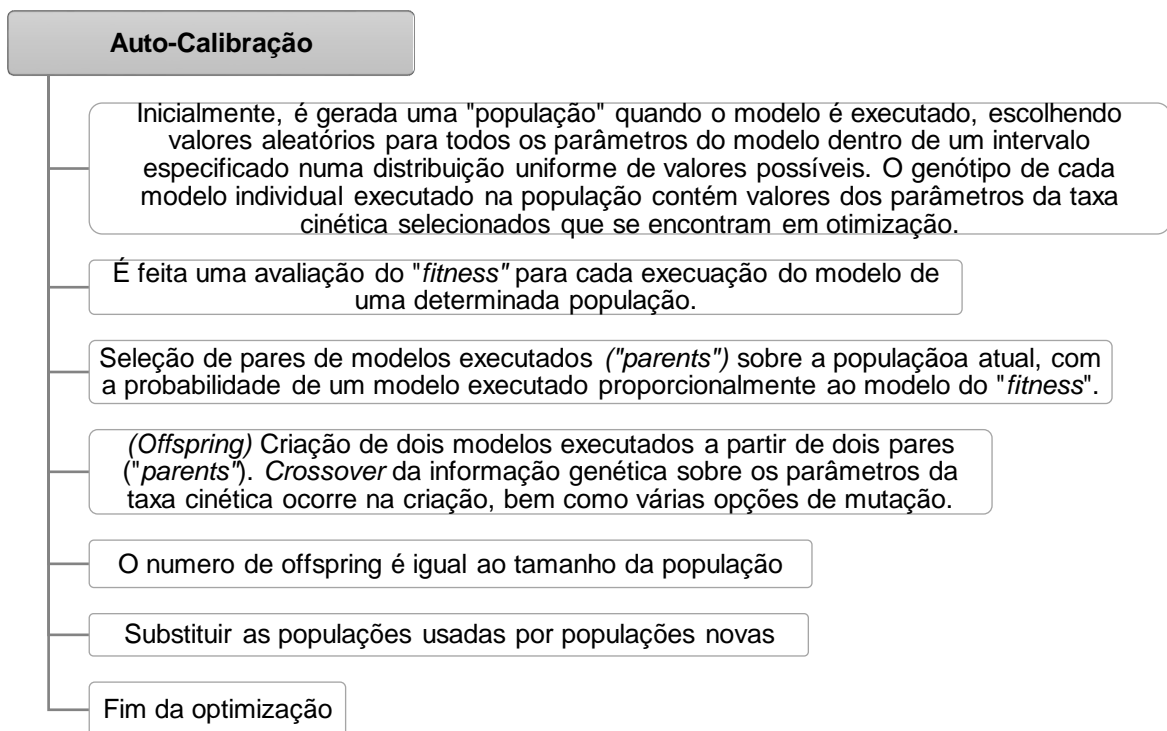


Figura 3.6 – Fluxograma das fases da Auto-calibração (Fonte: Adaptado de Pelletier et al., 2005)

## **4 Principais características da área de estudo**

O presente capítulo apresenta as principais características do sistema em estudo e uma análise dos dados de qualidade da água disponíveis, de forma a enquadrar o caso de estudo. Paralelamente, tem como principal objetivo estudar o comportamento do sistema em estudo e avaliar os efeitos das descargas de origem tónica e difusa sobre a qualidade da água do meio recetor.

O caso de estudo em análise foi selecionado devido aos vários registos de crescimento excessivo de plantas na bacia do rio Sorraia. Contudo, estudar a bacia do rio Sorraia na sua totalidade não foi considerada uma hipótese, devido ao tempo disponível para realizar a presente dissertação. Assim, foi delimitado um trecho em estudo que incide sobre a zona mais afetada, que se localiza entre a albufeira do Maranhão e o açude do Gameiro. Sendo a condição de fronteira de montante a albufeira do Maranhão e a de jusante o açude do Gameiro.

Para cumprir o objetivo do presente capítulo foram necessários diversos dados relativamente à área em estudo e às características do trecho em estudo, sendo que a Associação de Regantes e Beneficiários do Vale do Sorraia (ARBVS) constituiu a principal fonte de informação, de entre as diferentes referências bibliográficas consultadas, para a recolha da maioria dos elementos apresentados no presente Capítulo.

### **4.1 Identificação, caracterização e delimitação da área drenante para o sistema em estudo**

#### **a) Características da bacia hidrográfica principal**

À bacia hidrográfica do rio Tejo corresponde uma área de 81 310 km<sup>2</sup>, sendo considerada a terceira bacia mais extensa da Península Ibérica, em que as duas primeiras são as do rio Douro e a do rio Ebro. Visando obter uma caracterização mais homogénea da bacia hidrográfica do rio Tejo, foi desenvolvido o Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo (PGRHT), onde a informação base se encontra agregada por sub-bacia. Das 23 sub-bacias hidrográficas definidas no Anexo II, 17 correspondem às bacias hidrográficas dos principais afluentes do Tejo e as restantes resultam da integração de pequenas bacias hidrográficas intermédias que drenam diretamente para o Tejo (designadas por Tejo Superior e Tejo Inferior), para o estuário (Estuário e grande Lisboa), ou para o Oceano Atlântico (ribeiras Costeiras do Sul e Água Costeira do Tejo) (APA, 2012).

De acordo com PGRHT, em território nacional, a bacia hidrográfica do rio Sorraia apresenta a maior superfície entre as bacias hidrográficas que afluem ao rio Tejo. Situa-se na região centro-sul de Portugal continental, sendo limitada pelos paralelos 38°37' e 39°28' de latitude Norte e pelos meridianos 7°19' e 9°03' de longitude Oeste. Apresenta uma orientação predominante Nordeste-Sudoeste, uma área de 7 611 Km<sup>2</sup> e estende-se por 29 concelhos.

No que se refere às características geológicas da bacia, a sua estrutura é bastante simples. Apresenta sempre camadas sub-horizontais e as margens coincidem com falhas normais, produto da subsidência da bacia, encontram-se bem representados os terrenos paleozóicos e estão igualmente representados terrenos pré-câmbrios e cenozóicos (INAG, 1999).

Nas zonas baixas de grandes rios, como o rio Tejo, encontram-se os Fluviosolos. Estes desenvolvem-se em depósitos fluviais, lacustres ou marinhos recentes, particularmente em zonas periodicamente inundadas. Como litologias dominantes destacam-se os xistos, metassedimentos e rochas eruptivas variadas (essencialmente ácidas). Embora ocupem uma extensão mais reduzida, são ainda de referir outras litologias como sejam os calcários metamórficos paleozóicos e as formações detríticas e carbonatadas cenozóicas. Uma vez que a sua caracterização é essencialmente dependente de rochas xistosas e eruptivas, a área de estudo apresenta baixa permeabilidade. Em áreas mais reduzidas existem formações com permeabilidade média e elevada (INAG, 1999).

#### b) Identificação da área de estudo

Na última década, a jusante da albufeira do Maranhão, verificaram-se vários episódios de crescimentos excessivos de plantas, sendo a sua localização, mais frequente, na ribeira da Raia, que resulta da confluência entre a ribeira de Seda e Tera. A Figura 4.1 apresenta um adiantado estado de eutrofização na ribeira da Raia, junto à freguesia de Cabeção, no ano de 2016.

O período temporal em análise foi de Janeiro de 2014 a Dezembro de 2016, inclusive. A escolha do período temporal deve-se ao facto dos dados facultados pela ARBVS apresentarem uma série temporal mais recente e completa, e aos episódios de crescimento excessivo de plantas se encontrarem na série temporal definida.



Figura 4.1 – Eutrofização na ribeira da Raia, em 2016 (Fonte: ARBVS)



No presente caso de estudo, foi simulada a qualidade de água de parte das ribeiras de Seda e da Raia. Adicionalmente, a ribeira de Tera e de Almadafe foram consideradas como tributários, não sendo sujeitas a simulação.

A identificação da área do sistema em estudo foi conseguida com recurso a duas folhas (395 e 409) da Carta Militar de Portugal, Série M888, à escala 1:25 000. A ribeira de Seda resulta da confluência de vários pequenos ribeiros na Serra de São Mamede, junto a Portalegre. Flui pelos concelhos de Portalegre, do Crato e de Alter do Chão, aumentando o seu caudal devido à afluência de outras ribeiras. No concelho de Avis está construída a barragem do Maranhão que determina a criação da correspondente albufeira. Em seguida, o caudal é lançado para jusante da albufeira do Maranhão para a ribeira de Seda que entra no concelho de Mora, vila de Cabeção. A 15,5 km da barragem do Maranhão conflui com a ribeira de Tera, formando a ribeira da Raia.

A extensão da ribeira de Tera é de 60 Km. Tem a sua nascente na Serra de Ossa, no Alto Alentejo, passa entre Estremoz e Evoramonte, onde recebe as águas da ribeira de Canal na margem direita, continuando o seu percurso por Pavia. (Teixeira da Silva, 2014).

Por toda a extensão do sistema em estudo verifica-se a existência de vários pegos e represas, semi-naturais, com azenhas, onde se formam lagos com quedas de água. E, ao longo do curso, encontra-se vegetação e fauna natural alentejana nas suas margens (Teixeira da Silva, 2014).

Após a confluência das duas ribeiras, Seda e Tera, e de acordo com o atrás referido, forma-se a ribeira da Raia, junto à freguesia de Cabeção, passando esta última a norte da vila de Mora, onde se localiza o açude do Gameiro e a estação hidroelétrica do mesmo. Desaguam na margem esquerda da ribeira de Sor, na freguesia de Couço, formando o rio Sorraia.

#### c) Delimitação da área de estudo

Recorrendo ao QGIS 2.18.13, foi possível delimitar as áreas de drenagem para o troço em estudo. Na Figura 4.2, apresenta-se a bacia hidrográfica, identificam-se os principais afluentes do troço em estudo e os aglomerados populacionais existentes.

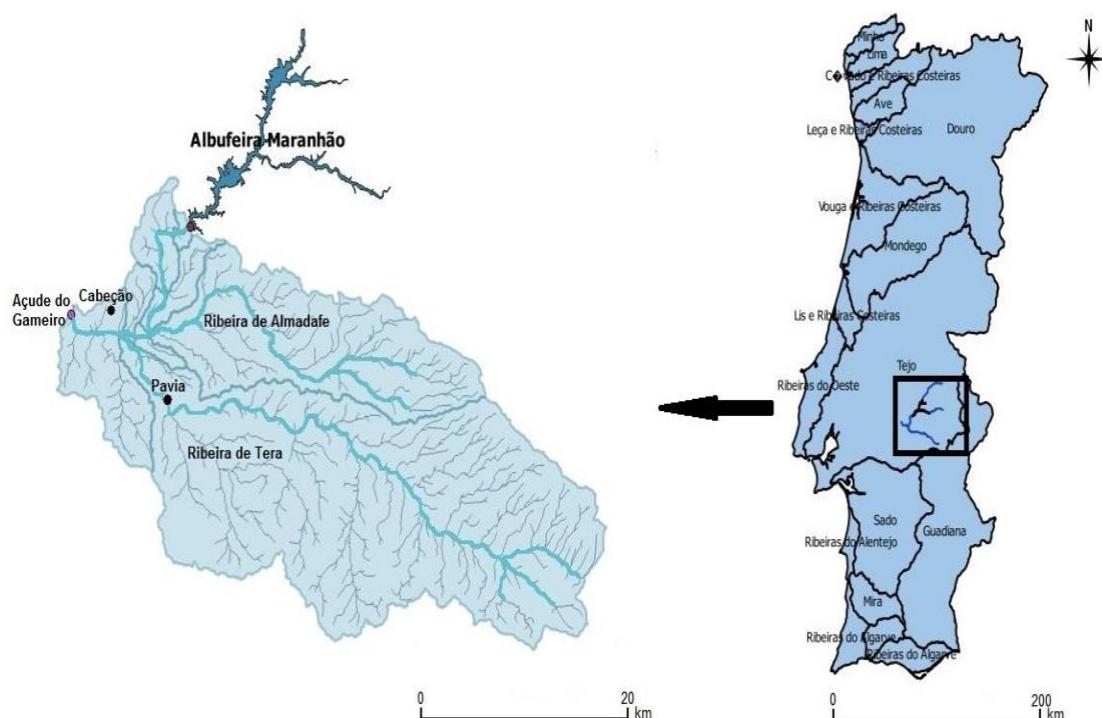


Figura 4.2 – Delimitação do troço em estudo

Em complemento, são apresentadas na Tabela 4.1 as áreas drenantes para o troço em estudo e para os seus principais afluentes.

Tabela 4.1 – Áreas de drenagem para os troços em estudo

| Áreas de drenagem          | Área (Km <sup>2</sup> ) |
|----------------------------|-------------------------|
| <b>Troço em estudo (*)</b> | 133,41                  |
| <b>Ribeira de Tera</b>     | 634,75                  |
| <b>Ribeira de Almadafa</b> | 225,48                  |

(\*) – troço entre a barragem do Maranhão e o açude do Gameiro

#### d) Caracterização da secção de cabeceira

A albufeira do Maranhão, localizada maioritariamente no concelho de Avis, distrito de Portalegre, constitui um aproveitamento hidráulico destinado essencialmente à rega, permitindo ainda a produção de energia hidroelétrica, e encontra-se prevista, desde a sua criação, a possibilidade de servir como origem da água para o abastecimento público (APA, 2012). Em 1957, concluiu-se a construção da barragem, sendo a ARBVS intitulada o dono da obra e, posteriormente, a sua entidade exploradora. A albufeira do Maranhão ocupa uma área de 19,6 Km<sup>2</sup>, apresenta um formato arredondado e a fundação da barragem é constituída por xistos e grauvaques. As suas características apresentam-se na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Principais características da barragem do Maranhão e do açude do Gameiro (Fonte: Adaptado de SNIRH e CNPGB)

|                                       |                              | <b>Barragem do Maranhão</b> | <b>Açude do Gameiro</b> |
|---------------------------------------|------------------------------|-----------------------------|-------------------------|
| <b>Localização:</b>                   | Distrito                     | Portalegre                  | Évora                   |
|                                       | Concelho                     | Avis                        | Mora                    |
|                                       | BH principal                 | Tejo                        |                         |
|                                       | Linha de água                | Ribeira de Seda             | Ribeira da Raia         |
| <b>Utilização:</b>                    |                              | Rega e produção de energia  |                         |
| <b>Características Hidrológicas:</b>  | Área BH                      | 2 282 Km <sup>2</sup>       | 3 255 Km <sup>2</sup>   |
|                                       | Capacidade útil              | 180,90 hm <sup>3</sup>      | 1,30 hm <sup>3</sup>    |
|                                       | Caudal de cheia              | 2 200 m <sup>3</sup> /s     | 2 800 m <sup>3</sup> /s |
| <b>Características fisiográficas:</b> | Nível de máxima cheia        | 131 m                       | 65 m                    |
|                                       | Nível de pleno armazenamento | 130 m                       | 62 m                    |

Através dos dados fornecidos pela ARVS, foi possível analisar os volumes acumulados na albufeira do Maranhão e a evolução do correspondente nível da superfície livre, de 2012 a 2016. Como se observa na Figura 4.3, a cota do nível da superfície livre é proporcional ao volume acumulado, ou seja, com o aumento de volume acumulado o nível da superfície livre atinge uma cota mais elevada, como seria de esperar. Comparando os anos entre si, constata-se que para o período em análise não se registam grandes diferenças na evolução dos volumes armazenados ao longo de cada ano, exceto no ano de 2012, em que se verificou uma diminuição acentuada do volume armazenado.

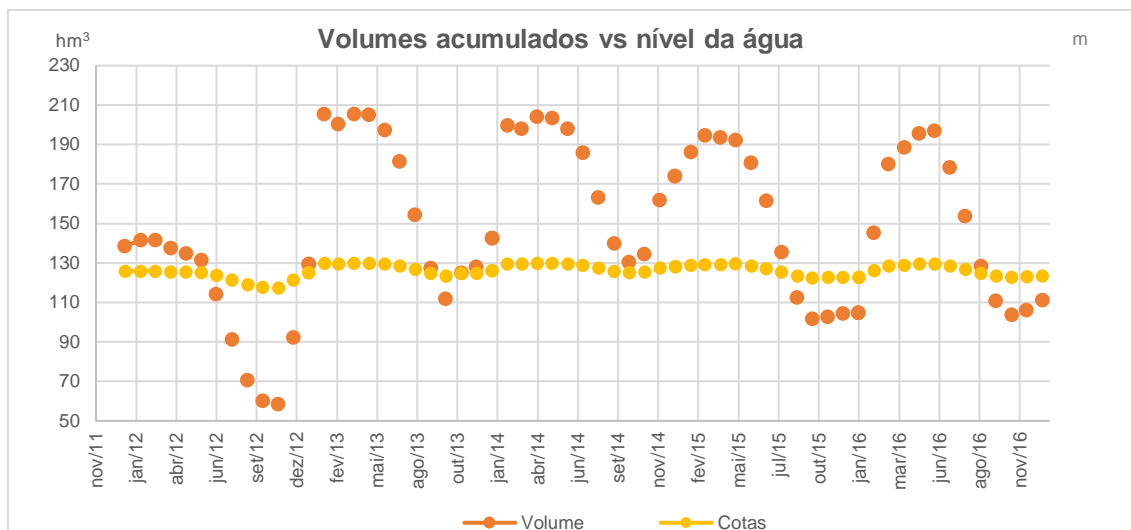


Figura 4.3 – Volume mensal armazenado vs nível da água na albufeira do Maranhão

A Figura 4.4 corresponde à quantidade de água lançada para jusante do aproveitamento do Maranhão, durante os meses de campanha, de 2012 a 2016. Nos vários anos em análise, observa-se uma coerência nos volumes descarregados, exceto no ano de 2016, nomeadamente em Maio de 2016, em que o volume descarregado aumenta significativamente. Este incremento da descarga de caudal, embora pontual, deve-se ao facto do caudal lançado para a ribeira da Seda, desde 2012 a 2015 (inclusive), ser descarregado pela tomada de água, e no ano de 2016 ter sido descarregado através da turbina da central, para produção de energia hidroelétrica.

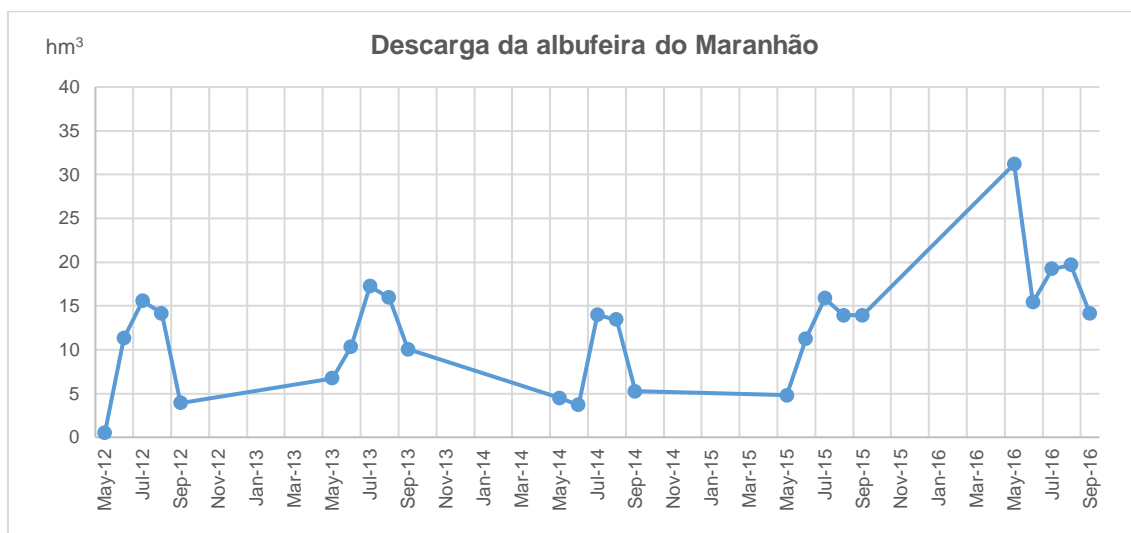


Figura 4.4 – Volumes mensais descarregados na ribeira da Seda entre 2012 a 2016

#### e) Caracterização da secção de jusante

A água armazenada no açude do Gameiro é utilizada, tal como no caso da albufeira do Maranhão, para rega e produção de energia hidroelétrica, sendo que a produção de energia hidroelétrica esteve inativa durante vários anos, voltando a funcionar no início de 2016. No ano de conclusão da barragem do Maranhão, foi iniciado o projeto do açude do Gameiro, e a obra

deu-se como concluída em 1960. O açude do Gameiro está construído na ribeira da Raia e a sua secção de implantação domina uma área de 3 255 km<sup>2</sup> (Tabela 4.2), sendo que a entidade exploradora é a ARBVS. A sua fundação é constituída por um misto de rochas, essencialmente, gneisses granitóides, micaxistos e aluviões.

Atualmente, o açude apresenta graves problemas de eutrofização, como se pode observar na Figura 4.5, que corresponde ao açude do Gameiro em Maio de 2017. Este episódio de eutrofização teve origem na ribeira da Raia, junto ao concelho de Cabeção, chegando ao açude do Gameiro.



Figura 4.5 – Crescimento de *Lemna minor* no açude do Gameiro (Maio de 2017)

## 4.2 Meteorologia

A partir da última década do século XX, tornou-se clara uma tendência de aquecimento, ainda moderada, mas acima do nível comum de variabilidade interanual (Santos & Miranda 2006). Em concordância com a afirmação anterior, na área em estudo observa-se um aumento da temperatura média anual, ao longo dos últimos quatro anos (Figura 4.6). No ano de 2012, a temperatura média anual foi de 14,4 °C, atingindo 16,3 °C, no ano de 2016.

Na zona centro de Portugal, a temperatura média anual varia entre 14 °C e 16 °C. No Inverno, observam-se temperaturas mínimas inferiores a 2 °C e, no Verão, atingem-se temperaturas máximas superiores a 32 °C (Miranda *et al.*, 2006).

No presente trabalho, foi escolhida a estação meteorológica da albufeira do Maranhão. A estação é explorada pela ARBVS, e tem como coordenadas 39°00'02.1"N 8°00'17.5"W. A estação monitoriza todos os parâmetros avaliados seguidamente e apresenta uma série de dados meteorológicos completa, para os últimos cinco anos.

A precipitação anual, de acordo com os dados obtidos, correspondentes à estação meteorológica da albufeira do Maranhão, tem variado ao longo dos anos de estudo, como seria expectável,

sendo que o ano de 2015 apresenta o valor mais elevado de precipitação total anual, no período de registos em análise. Recorrendo à Tabela 4.3, é possível fazer uma análise da distribuição da precipitação pelas estações do ano, que permite concluir que aproximadamente 30% da precipitação anual ocorre no Inverno (Dezembro, Janeiro e Fevereiro), enquanto o Verão (Junho, Julho e Agosto) é a estação menos chuvosa com cerca de 2% da precipitação anual. As estações de transição, primavera (Março, Abril e Maio) contribui com 26% e Outono (Setembro, Outubro, Novembro) é a estação mais chuvosa com cerca de 42% da precipitação anual, verificando-se assim uma distribuição interanual muito variável, embora a série de anos analisados não seja suficientemente extensa para que esta variação se possa considerar como uma tendência, assumindo-se que decorre apenas da normal variabilidade climática.

Tabela 4.3 – Precipitação mensal e anual na estação meteorológica da albufeira do Maranhão

|                    | 2012  | 2013  | 2014  | 2015  | 2016  |
|--------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <b>Janeiro</b>     | 8,6   | 68,8  | 90,2  | 59,6  | 114,6 |
| <b>Fevereiro</b>   | 0,6   | 22,6  | 134,0 | 13,6  | 71,0  |
| <b>Março</b>       | 4,6   | 170,0 | 39,4  | 8,4   | 57,8  |
| <b>Abril</b>       | 22,8  | 14,8  | 75,2  | 69,6  | 64,9  |
| <b>Maio</b>        | 48,0  | 6,2   | 39,4  | 2,8   | 90,2  |
| <b>Junho</b>       | 0,4   | 17,8  | 12,6  | 9,2   | 0,0   |
| <b>Julho</b>       | 0,0   | 0,0   | 4,8   | 0,0   | 5,9   |
| <b>Agosto</b>      | 3,2   | 0,0   | 0,4   | 2,0   | 0,0   |
| <b>Setembro</b>    | 40,2  | 74,6  | 109,2 | 11,0  | 18,0  |
| <b>Outubro</b>     | 70,2  | 99,6  | 80,7  | 172,8 | 39,5  |
| <b>Novembro</b>    | 105,4 | 7,8   | 174,8 | 28,6  | 99,9  |
| <b>Dezembro</b>    | 51,6  | 77,4  | 17,4  | 47,8  | 40,6  |
| <b>Total anual</b> | 355,6 | 559,6 | 778,1 | 425,4 | 602,4 |

Quanto aos valores da evapotranspiração potencial, facultados pela ARBVS, estes foram estimados a partir dos dados de temperatura, precipitação, humidade relativa, velocidade do vento e radiação solar, segundo a metodologia recomendada pela FAO (ARBVS, 2015b). Os valores obtidos de evapotranspiração potencial anual, apresentados na Figura 4.6, indicam uma variação pouco significativa, contudo os valores de evapotranspiração média anual tem vindo a diminuir de ano para ano. Comparando os valores de precipitação média anual e os valores de evapotranspiração média anual, quando a precipitação média anual aumenta a evapotranspiração diminui e o contrário também se verifica.

No gráfico seguinte é possível avaliar o comportamento de cada parâmetro separadamente, tal como relacioná-los entre si. No presente gráfico verifica-se uma diminuição da evapotranspiração quando a precipitação aumenta, embora essa variação seja pouco sensível.

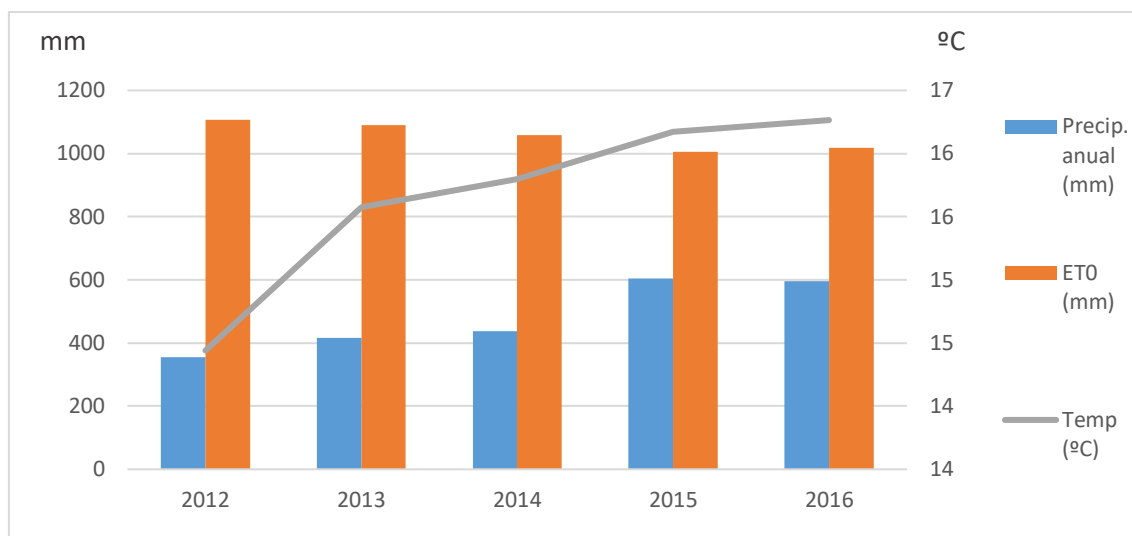


Figura 4.6 – Precipitação, evapotranspiração e temperatura na estação meteorológica albufeira do Maranhão (valores médios anuais)

#### 4.3 Atividades económicas da área de estudo

O principal objetivo do aproveitamento da bacia hidrográfica do rio Sorraia é a satisfação das necessidades de água para a rega. A ARBVS é a entidade concessionária, responsável por gerir, investir, explorar e conservar a infra-estrutura de regadio (ARBVS, 2015a). Ao perímetro de rega corresponde uma área de regadio de 15 354 ha, e uma faixa longitudinal de quase 75 Km, que se desenvolve predominantemente no sentido Este-Oeste, sendo topograficamente homogênea, com abertura sensível dos vales no sentido do vale principal do rio Tejo.

Para garantir disponibilidade hídrica durante toda a campanha de regadio são utilizadas duas albufeiras para o armazenamento de água, a albufeira do Maranhão e a albufeira de Montargil, apresentando uma capacidade total de 369 hm<sup>3</sup>. Ambas as albufeiras, e os açudes, do Gameiro e do Furadouro, para além da rega, são também utilizados para produção de energia através de centrais hidroelétricas de “pé-de-barragem”. Em síntese, o trecho em estudo é essencialmente utilizado para o regadio, turismo, produção de energia hidroelétrica, aquacultura, navegação e atividades recreativas. O termo “utilização” é aqui usado no sentido genérico, englobando todas as atividades que necessitam do meio hídrico, quer para captar água quer para aproveitar de alguma forma essa água (Cunha *et al.*, 2006).

Relativamente aos usos de água na bacia hidrográfica do rio Sorraia, as respetivas percentagens são apresentadas na Tabela 4.4, considerando consumo agrícola e consumo industrial. Adicionalmente, nos últimos anos, a entidade concessionária contabilizou as perdas a nível de transporte de caudais de rega, e estas também são apresentadas na referida Tabela.



Tabela 4.4 – Percentagens de consumo agrícola, consumo industrial e perdas na distribuição de caudal  
(Fonte: ARBVS, 2013, 2014, 2015b, 2016a, 2017)

|                                   | 2012  | 2013  | 2014  | 2015  | 2016  |
|-----------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| <b>Consumo agrícola (%)</b>       | 99,00 | 98,83 | 78,90 | 79,21 | 74,00 |
| <b>Consumo industrial (%)</b>     | 1,00  | 1,17  | 1,10  | 1,21  | 1,22  |
| <b>Perdas na distribuição (%)</b> | (a)   | (a)   | 20,00 | 19,58 | 24,78 |

(a) Não contabilizam as perdas no transporte

Atualmente, as atividades antropogénicas que decorrem em redor das linhas de água são consideradas potenciais fontes de poluição. Nas sub-bacias do rio Tejo, rio Sorraia inclusive, verificam-se sinais de contaminação dos recursos hídricos por nitratos e fósforo, geralmente associados ao sector urbano, agro-pecuário e agrícola (APA, 2012).

A Figura 4.7 representa um exemplo de ocupação do solo na área de estudo, no ano de 2016, destacando-se as culturas de milho, trigo, forragens, e outras culturas, como a vinha e o olival, bem como terrenos inultos ou de pousio.

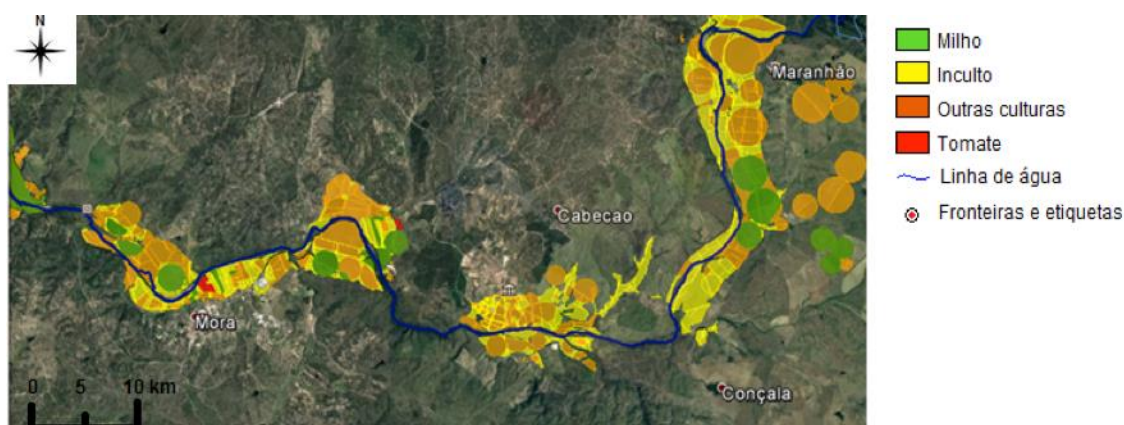


Figura 4.7 – Identificação das culturas agrícolas no ano de 2016 (Fonte: Adaptado do Google Earth)

Quanto à existência de fontes pontuais de poluição, verifica-se a existência de uma descarga, localizada perto da sede do Concelho de Cabeção, a qual, e apesar de não ser mencionada nos relatórios anuais da ARBVS, foi considerada. A descarga do efluente corresponde à descarga da ETAR de Cabeção, localiza-se a sudeste da freguesia de Cabeção. A ETAR opera sob a responsabilidade da Câmara Municipal de Mora e serve a freguesia de Cabeção.

De acordo com a Câmara Municipal de Mora, a ETAR de Cabeção foi dimensionada para uma população de 2900 habitantes e captação de afluência à rede de 100 L/hab.dia. Relativamente ao tratamento utilizado na ETAR de Cabeção, esta utiliza um sistema de lagunagem (Segurévora, 2010).



Os valores que quantificam o caudal de entrada e saída foram calculados através do número de habitantes e da capitação de afluência à rede, uma vez que não existem medidores de caudal nem à entrada nem à saída da ETAR. O valor do caudal médio diário obtido é de 290 m<sup>3</sup>/dia.

Para analisar a qualidade de água à entrada e à saída da ETAR, foram construídos três gráficos que representam o ano de 2016, tomando como exemplo para caracterizar o funcionamento da ETAR. Os valores de concentração dos vários parâmetros, temperatura da água, CBO<sub>5</sub>, sólidos suspensos totais, fósforo total e azoto total, foram facultados pela câmara municipal de Mora. Na Figura 4.8, nos parâmetros temperatura e pH, não se verificam alterações significativas nos correspondentes valores antes e depois de ser efetuado o tratamento de águas residuais. Porém, os valores das concentrações de CBO<sub>5</sub> e de SST diminuem substancialmente, devido ao tipo de tratamento utilizado (Figura 4.9). Observando o gráfico da Figura 4.10, constata-se que o sistema de tratamento não é eficiente na eliminação do fósforo e azoto das águas residuais, uma vez que não se verificam diminuições significativas.

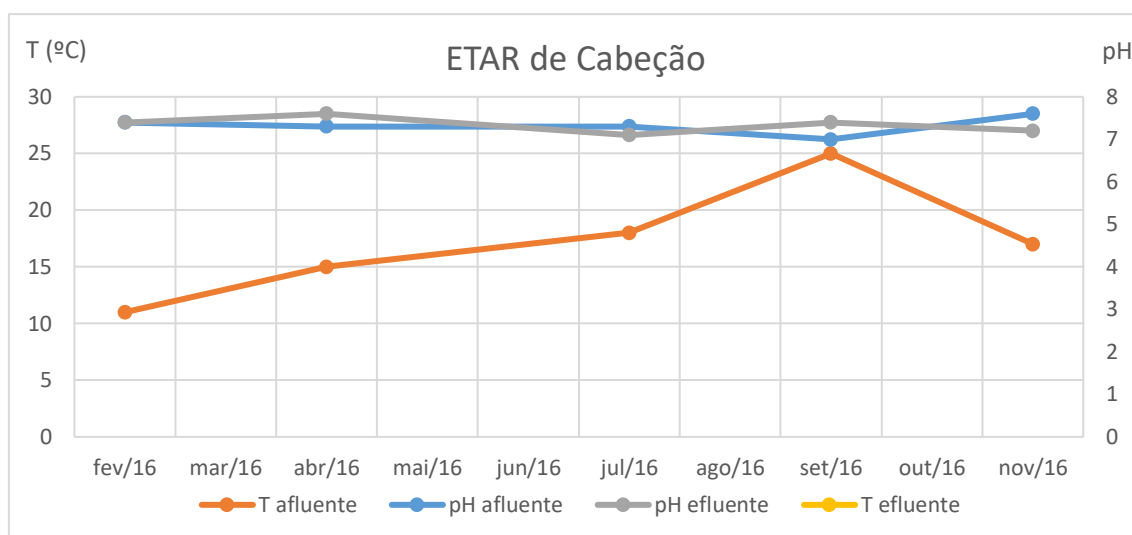


Figura 4.8 – Temperatura e pH dos caudais de entrada e saída da ETAR de Cabeção

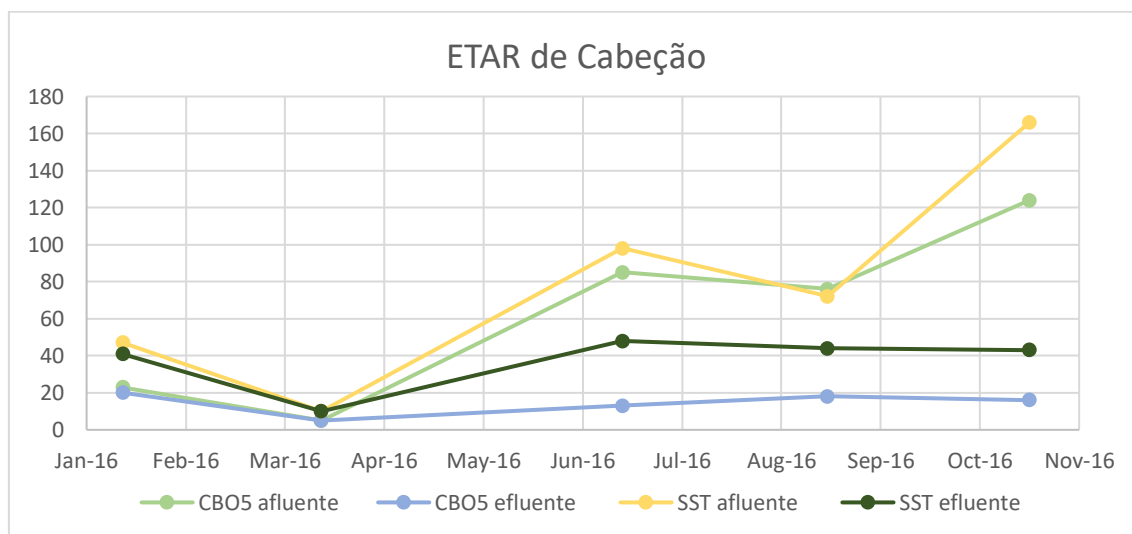


Figura 4.9 – CBO<sub>5</sub> e SST dos caudais de entrada e saída da ETAR de Cabeção

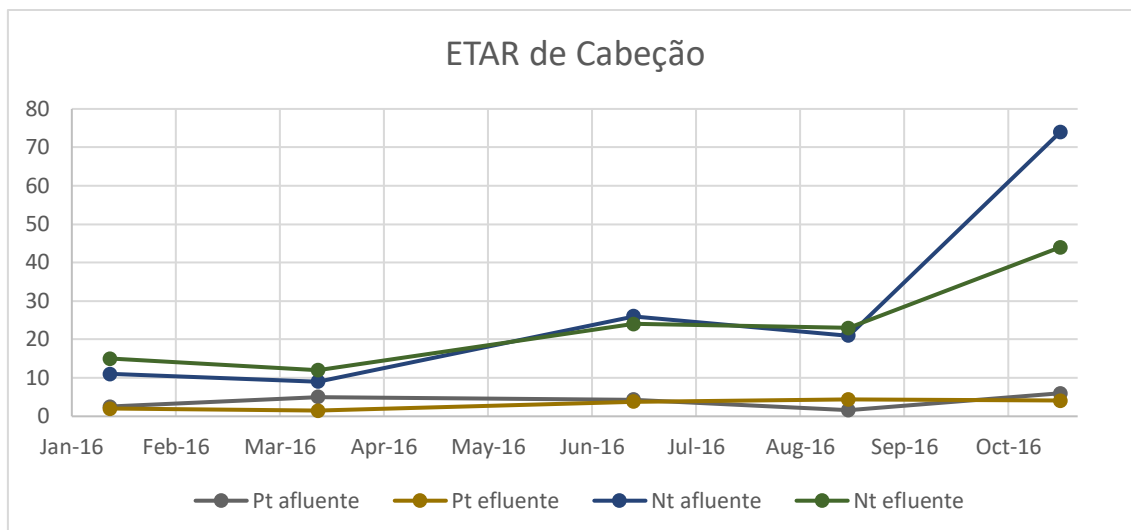


Figura 4.10 – P e N dos caudais de entrada e saída da ETAR de Cabeção

#### 4.4 Análise da qualidade da água na área de estudo

Em concordância com os objetivos do estudo desenvolvido, e de forma a aumentar o conhecimento sobre a área de estudo, considerou-se que seria útil a realização de uma análise da evolução da qualidade da água do sistema em estudo.

Os dados utilizados na análise foram facultados pela ARBVS, uma vez que a Associação possui três estações de monitorização da qualidade da água (Figura 4.11) localizadas na área de estudo: canal do Maranhão, ribeira de Seda e açude do Gameiro. Durante os meses em que decorre a campanha de rega, a ARBVS recolhe e analisa amostras de água quinzenalmente, sendo que os resultados são colocados no *site* da ARBVS para consulta.

Com o objetivo de garantir a qualidade da água para rega, a ARBVS procurou analisar os parâmetros com maior relevância para a agricultura. Nas amostras recolhidas os parâmetros avaliados são pH, fósforo e nitratos. Na análise da qualidade da água para consumo agrícola, um dos parâmetros fundamentais a analisar é o pH, uma vez que a água utilizada para regadio ao apresentar um pH ácido ou básico interfere na produtividade das culturas (ARBVS, 2015b). No caso do nitrato e do fósforo, estes dois nutrientes provocam alterações nas comunidades bióticas modificando as propriedades de uma massa de água, podendo determinar um aumento excessivo de plantas.

A primeira amostra recolhida no início da campanha de rega é analisada, não só pela ARBVS, mas também pelo INIAV (Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária). De acordo com o relatório, facultado pela ARBVS, são analisados um maior número de parâmetros, entre eles, nitrato, fósforo, cálcio, magnésio, sódio, boro, carbonatos, bicarbonatos, condutividade elétrica e cloretos.

Paralelamente, é importante referir que a rede de estações de monitorização da qualidade da água do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos), possui uma estação

de qualidade água na albufeira do Maranhão. Contudo, a inexistência de dados no período de 2012 a 2016 limita os dados disponíveis para o caso de estudo em análise.



Figura 4.11 – Estações de monitorização da qualidade da água (Fonte: Adaptado do *site* da ARBVS)

A recolha de amostras, por parte da ARBVS, começa no primeiro mês do período de campanha de rega, com o objetivo de garantir a qualidade da água utilizada para a irrigação dos terrenos em redor do Vale do Sorraia. Assim, em todos os gráficos das figuras seguintes, observam-se apenas valores entre Maio e Setembro, que são, por norma, os meses em que decorre a campanha de rega. A periodicidade de recolha de amostras é quinzenal. Os valores da concentração dos parâmetros nas estações de monitorização da qualidade da água selecionadas são apresentados nas figuras 4.12 a 4.17.

Na Figura 4.12, verifica-se um aumento da concentração de nitratos nos meses de Maio a Julho de 2014, no canal de Maranhão. O mesmo se verifica na ribeira da Seda, sendo que a concentração de nitratos mais elevada ocorre no mês de Junho de 2014. Embora ambas as estações de monitorização de qualidade da água se localizem imediatamente a jusante da tomada de água do aproveitamento do Maranhão, tal como é referido na caracterização da área de estudo, existem diferenças nas concentrações dos dois parâmetros analisados, uma vez que a ribeira recebe também a contribuição do escoamento superficial. Na Figura 4.14, no mês de Setembro de 2013, verifica-se uma concentração bastante elevada de nitratos, embora, tratando-se de um caso isolado, pode ser considerado um valor espúrio.

Ao analisar as figuras 4.12 a 4.14, observa-se os valores de concentração de nitratos registados, nas estações de monitorização, que indicam que ao longo do período de tempo analisado se manteve um padrão relativamente baixo da concentração deste parâmetro. Adicionalmente,

observa-se, nas três figuras, uma tendência decrescente dos valores de concentração de nitratos, do início para o fim da campanha.

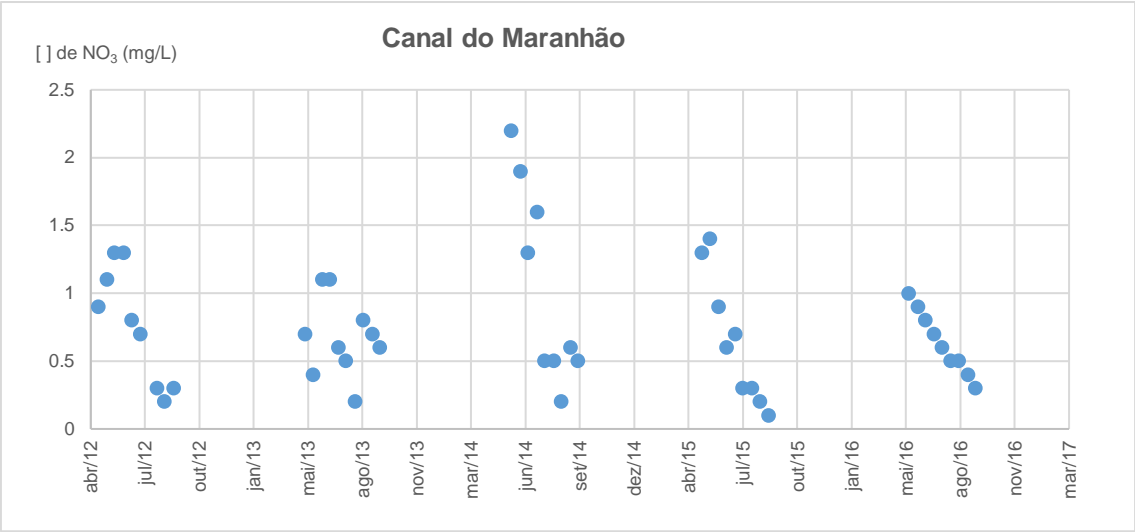


Figura 4.12 – Evolução da concentração mensal de nitratos no canal do Maranhão

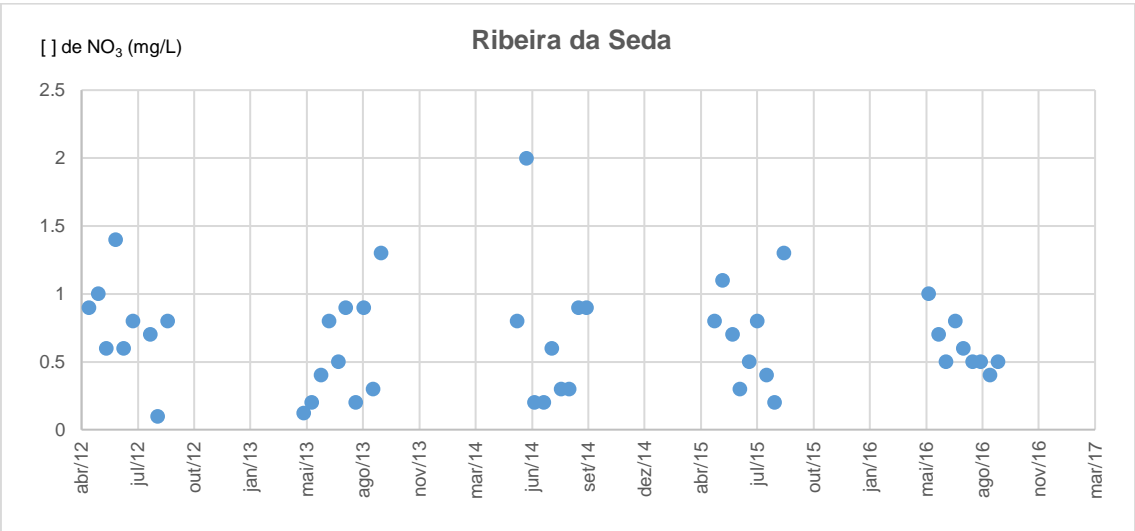
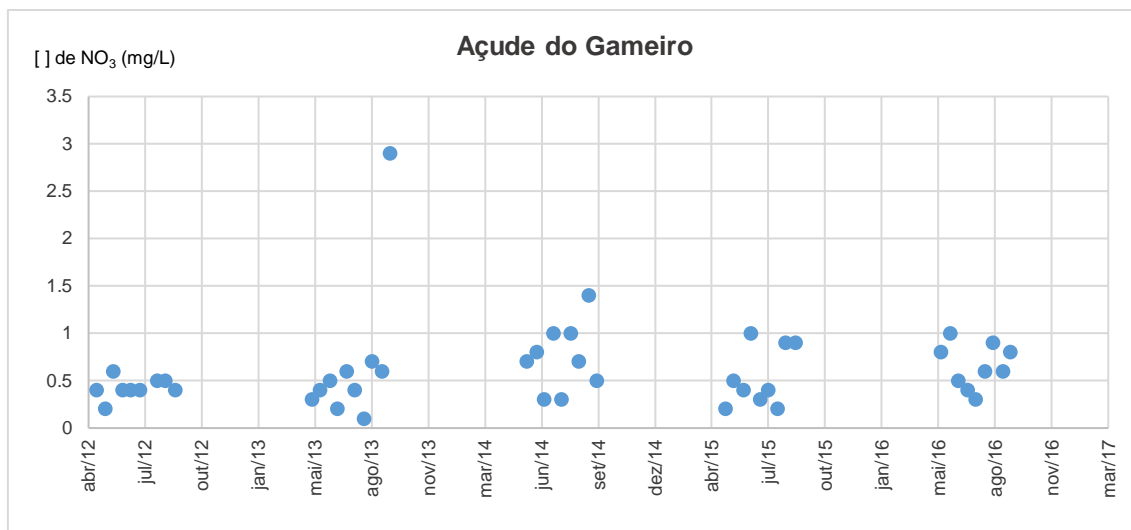
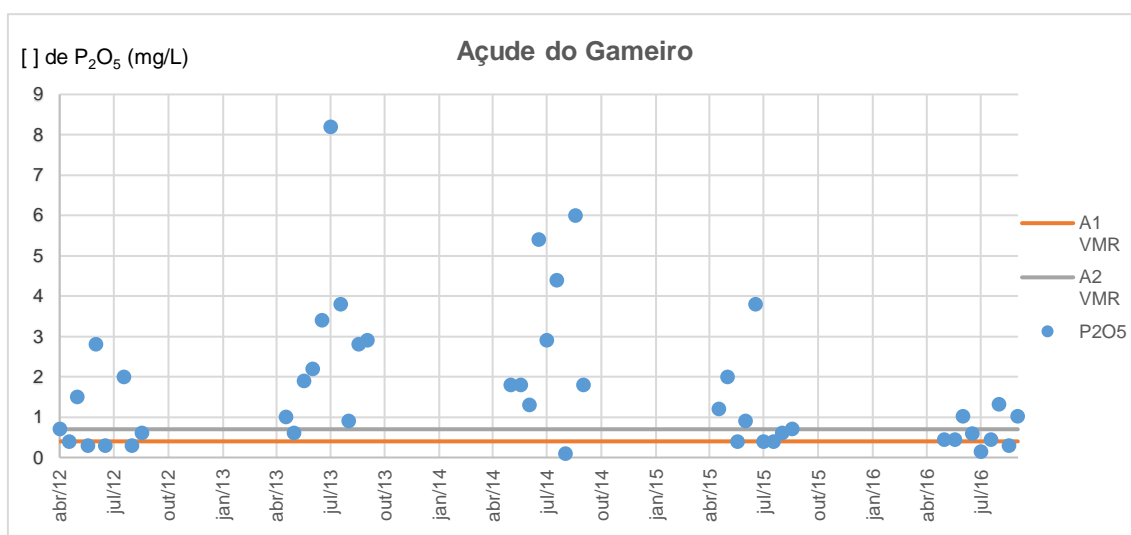
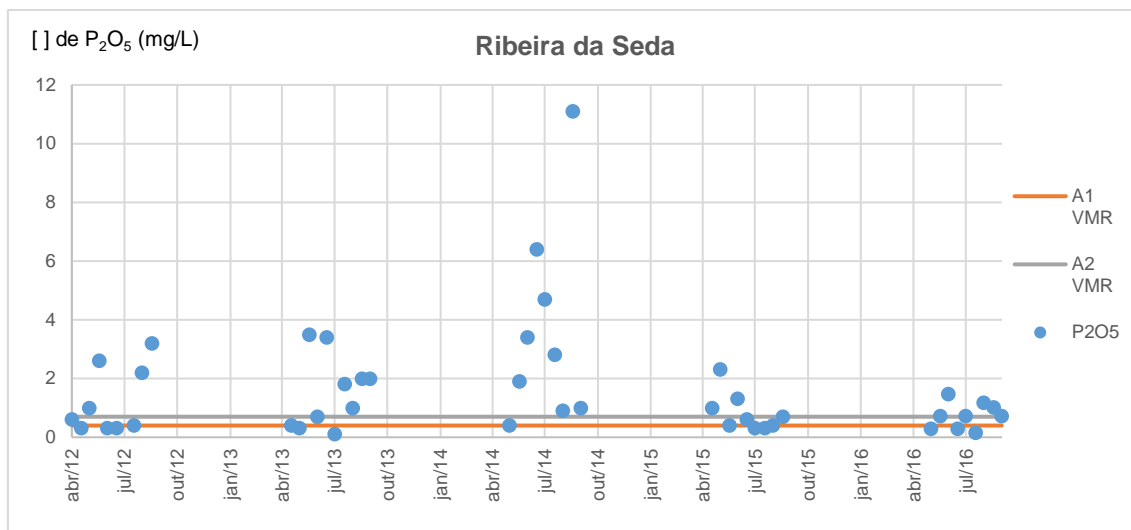


Figura 4.13 — Evolução da concentração mensal de  $\text{NO}_3^-$  na ribeira da Seda



De acordo com o DL nº 236/98 de 1 de Agosto, legislação que estabelece normas e objetivos de qualidade da água para diferentes usos, os valores máximos recomendados são 0,4 e 0,7, da classe A1 e da classe A2, respetivamente. Uma vez que se trata de massas de águas que, maioritariamente, apresentam pouca profundidade e baixa taxa de renovação os valores a ser considerados podem ser excedidos. Os valores de concentração de fosfatos ( $P_2O_5$ ) são, na sua maioria, superiores ao VMR da classe A2 e VMR da classe A1, de acordo com os resultados apresentados nas figuras 4.15 a 4.17.



## **5 Implementação do modelo**

No presente Capítulo são apresentados os dados estimados necessários ao funcionamento e aplicação do modelo, definição dos cenários e representação conceptual.

### **5.1 Introdução**

Tal como se encontra descrito na secção 1.2, a presente dissertação tem como principal objetivo a avaliação da qualidade da água do troço em estudo. Para o estudo da qualidade da água do troço, foram simuladas as suas condições recorrendo ao modelo QUAL2Kw.

Como foi referido anteriormente, a ARBVS foi a principal fonte de informação no presente caso de estudo, tendo facultado a maioria dos dados necessários para o funcionamento do modelo. No Capítulo 4, foram apresentadas as principais características do troço em estudo, de forma a compreender a área de estudo e a aumentar o conhecimento sobre a evolução da qualidade da massa de água, tendo sido analisada as séries temporais de dados de 2012 a 2016.

Para o cumprimento do principal objetivo, considerou-se suficiente a simulação de condições de apenas três anos, os anos 2014 a 2016. A escolha dos anos de simulação prendeu-se com o facto de serem os anos com mais informação disponível e apresentarem um conjunto de dados mais recente e completo.

É importante reforçar que o troço em estudo, definido no presente trabalho, se localiza na bacia hidrográfica do rio Tejo, sub-bacia do rio Sorraia, tendo início a jusante do aproveitamento do Maranhão, seguindo pela ribeira de Seda e a ribeira da Raia, sendo a secção de referência de jusante o açude do Gameiro.

### **5.2 Definição dos cenários**

A definição de diferentes cenários pretende estabelecer uma análise comparativa da evolução temporal do comportamento dos parâmetros atrás referidos, na qualidade da água lançada para jusante do aproveitamento do Maranhão.

Assim, os cenários que suportam a análise desenvolvida correspondem a diferentes caudais afluentes ao troço em estudo. Nos três anos considerados são simuladas as condições para três cenários bastante semelhantes ao nível da importância quantitativa dessa contribuição, face ao principal objetivo do trabalho de investigação desenvolvido. Uma vez que os episódios de eutrofização têm tendência para se agravar durante a campanha de rega, os três cenários foram simulados para os cinco meses de campanha para os diferentes anos de estudo.

- ✓ Cenário base – Corresponde aos caudais de escoamento superficial, considerando apenas a relação precipitação-escoamento, sem contabilizar as perdas de rega;
- ✓ Cenário I – Corresponde aos caudais de escoamento superficial, considerando a relação precipitação-escoamento e contabilizando as perdas de rega;

- ✓ Cenário II – Corresponde aos caudais de escoamento superficial, considerando a relação precipitação-escoamento, as perdas de rega e as perdas de transporte de caudais para o regadio.

### **5.3 Representação Conceptual**

De acordo com o referido anteriormente, na secção 3.2.2, Capítulo 3, a representação conceptual consiste na divisão do sistema modelar em elementos discretos, de dimensão compatível com a aplicação do modelo ao caso de estudo em análise, respeitando as características do sistema a modelar e os objetivos do exercício de simulação.

No caso de estudo presente, recorreu-se ao modelo QUAL2Kw para simular os cenários de um trecho fluvial pertencente às ribeiras da Seda e da Raia. O trecho definido localiza-se entre a albufeira do Maranhão e açude do Gameiro e apresenta uma extensão total de 21,5 km. A análise de resultados corresponde à comparação dos cenários simulados no trecho definido, nos diferentes meses em que ocorre a campanha de rega.

O modelo QUAL2Kw funciona sob condições médias que se verificam em cada uma das camadas horizontais, completamente misturadas. De forma a ser possível aplicar o modelo, é necessário garantir a uniformidade das condições hidráulicas dentro de cada troço. No presente caso de estudo, a divisão do trecho em troços foi realizada em função de dois critérios: i) as confluências entre linhas de água e ii) a alteração significativa do declive longitudinal das mesmas, uma vez que poderiam determinar a alteração das condições hidráulicas do escoamento.

Recorrendo a duas cartas militares (escala 1:25 000), nº 395 e nº 409, onde se encontra representada a área drenante para o trecho em estudo, foi realizado um esboço inicial da possível divisão desse trecho, de acordo com as diferenças significativas de declive e confluências entre a linha de água principal e as ribeiras afluentes. Em seguida, através dos pontos de intersecção das linhas de água com as curvas de nível, com equidistância de 10 metros de cota, foi obtido o perfil longitudinal (Anexo III) e determinou-se a inclinação de cada um dos troços considerados.

Conhecendo o declive do trecho em estudo e as confluências entre as linhas de água, foi realizada a divisão do trecho em vários troços, definida de forma simples, identificando cada troço através das coordenadas quilométricas e caracterizado em comprimento e largura. Sendo importante descrever a razão que deu origem a um novo troço e as possíveis descargas pontuais e difusas ao longo do troço. Na Tabela 5.1, são apresentados os seis troços definidos e suas características.



Tabela 5.1 – Representação conceptual do trecho definido

| Troço | $\Delta x$<br>(km) | $L_{média}$<br>(m) | Descrição do troço  |
|-------|--------------------|--------------------|---|
| 1     | 1,81               | 40,7               | Desde a albufeira do Maranhão até à cota 90.                                |
| 2     | 6,73               | 19,0               | Desde a cota 90 até cota 80.  |
| 3     | 4,17               | 14,3               | Desde a cota 80 até à confluência com a ribeira de Almadafe.                |
| 4     | 1,4                | 21,3               | Desde a confluência com a ribeira de Almadafe até à cota 70.                |
| 5     | 1,63               | 41,2               | Desde a cota 70 até à confluência com a ribeira de Tera.                    |
| 6     | 5,77               | 83,8               | Desde a confluência com a ribeira de Tera até à secção do açude do Gameiro. |

De forma a facilitar a compreensão, é apresentada a divisão da linha de água na Figura 5.1.

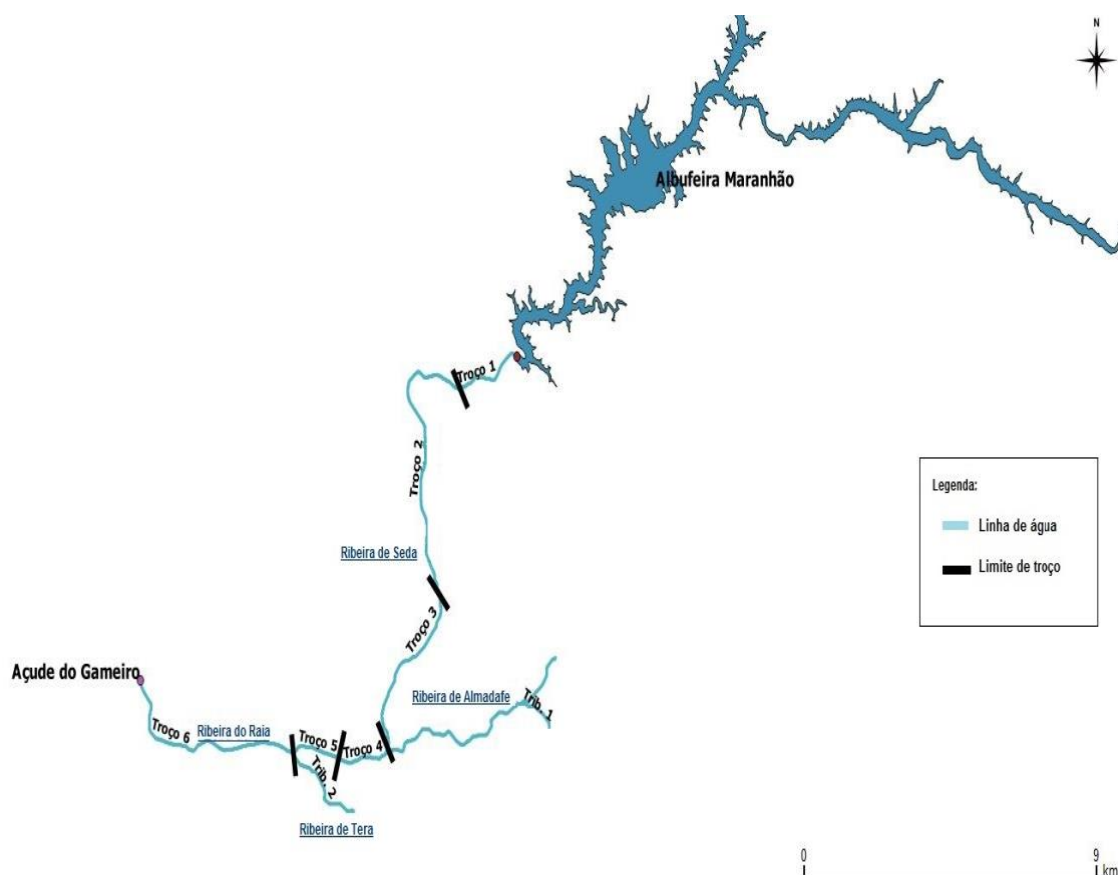


Figura 5.1 – Divisão da linha de água em troços

Adicionalmente, recorrendo ao software QGIS, foi possível determinar a área drenante de cada troço, sendo que para os diferentes anos se utilizou, sempre, a mesma divisão da linha de água em troços. As áreas drenantes correspondentes a cada troço e as áreas drenantes correspondentes a cada um dos tributários são apresentadas na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Áreas de drenagem dos troços e tributários.

| <b>Troços</b>       | <b>A (ha)</b> |
|---------------------|---------------|
| 1                   | 375           |
| 2                   | 2 476         |
| 3                   | 1 968         |
| 4                   | 645           |
| 5                   | 1 159         |
| 6                   | 6 717         |
| <b>Tributários</b>  |               |
| Ribeira de Tera     | 63 475        |
| Ribeira de Almadafe | 22 548        |

Os troços considerados são constituídos por elementos computacionais, que correspondem a reatores de mistura completa ligados sequencialmente por mecanismos de transporte e dispersão. Para cada elemento computacional considera-se uma extensão de 500 metros, definida segundo o eixo longitudinal de cada linha de água. Na maioria dos casos, os elementos computacionais apresentam uma extensão de 1 km, contudo no presente caso de estudo, unidades computacionais de maiores dimensões afetariam a estabilidade do cálculo do modelo, uma vez que é necessário garantir um número mínimo de elementos computacionais entre confluências, para que a dispersão e transporte de substâncias seja corretamente calculada.

Com base nos pressupostos referidos no parágrafo anterior, obteve-se a representação conceptual apresentada no Figura A.4, onde foram considerados seis troços, em que ocorrem duas confluências e uma descarga da ETAR, o trecho é constituído por 43 elementos computacionais.

## 5.4 Dados necessários ao funcionamento do modelo

### 5.4.1 Condições iniciais

#### a) Caudais de cabeceira

A cabeceira do troço em estudo corresponde, em termos de representação conceptual, à secção imediatamente a jusante da barragem do Maranhão. Nos exercícios de simulação, as características do caudal de cabeceira nos vários cenários correspondem aos valores dos caudais que foram efetivamente lançados para jusante do aproveitamento do Maranhão, com o objetivo de estabelecer uma análise comparativa real, e são apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3 – Valores de caudais de cabeceira em cada mês, nos diferentes anos

| Caudais de cabeceira mensais (m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup> ) |      |      |       |
|---|------|------|-------|
|   | 2014 | 2015 | 2016  |
| <b>Maio</b>   | 1,64 | 1,78 | 11,65 |
| <b>Junho</b>  | 2,98 | 4,21 | 5,95  |
| <b>Julho</b>  | 6,86 | 5,93 | 7,18  |
| <b>Agosto</b>   | 6,34 | 5,20 | 7,35  |
| <b>Setembro</b>   | 3,23 | 1,99 | 5,44  |

As características qualitativas foram anteriormente apresentadas e analisadas, na secção 4.4, estas correspondem aos valores de concentração das amostras analisadas, pelo programa de amostragem realizado pela ARBVS. A Tabela 5.4 apresenta os valores de concentração dos vários parâmetros considerados relevantes para o presente estudo de caso. Os valores de oxigénio dissolvido e da temperatura da água foram determinados com base em casos de estudo que apresentam características similares ao presente e, adicionalmente, através de um processo iterativo, encontrou-se um valor adequado, assumindo-se uma concentração de 8 mg O<sub>2</sub> /L de oxigénio dissolvido e uma temperatura da água de 20°C, independentemente da temperatura do ar e para todos os cenários.

Tabela 5.4 – Valores de concentração de vários parâmetros para cada cenário

| Anos        | Meses    | pH                  | Cond. (mS/cm) | Nitratos (mg NO <sub>3</sub> /L) | Fosfatos (mg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /L) |
|-------------|----------|---------------------|---------------|----------------------------------|--|
| <b>2014</b> | Maio     | 8,05 <sup>(*)</sup> | 0,218         | 1,50                             | 0,50   |
|             | Junho    | 7,88 <sup>(*)</sup> | 0             | 1,35                             | 3,13   |
|             | Julho    | 7,53 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,73                             | 4,85   |
|             | Agosto   | 7,63 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,33                             | 1,68   |
|             | Setembro | 7,63 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,73                             | 4,90   |
| <b>2015</b> | Maio     | 7,63 <sup>(*)</sup> | 0,34          | 1,15                             | 2,20   |
|             | Junho    | 7,65 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,63                             | 1,18   |
|             | Julho    | 7,68 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,58                             | 0,40   |
|             | Agosto   | 7,43 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,28                             | 0,53   |
|             | Setembro | 7,70 <sup>(*)</sup> | 0,39          | 0,70                             | 0,80   |
| <b>2016</b> | Maio     | 7,63 <sup>(*)</sup> | 0,35          | 2,27                             | 0,58   |
|             | Junho    | 7,88 <sup>(*)</sup> | 0             | 1,03                             | 2,55   |
|             | Julho    | 7,65 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,75                             | 0,30   |
|             | Agosto   | 7,70 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,33                             | 1,48   |
|             | Setembro | 7,80 <sup>(*)</sup> | 0             | 0,55                             | 2,20   |

(\*) Média de valores obtidos nas duas análises realizadas à amostra.

## b) Dados meteorológicos

Os dados meteorológicos englobam parâmetros como a temperatura do ar, temperatura do ponto de orvalho, velocidade do vento, nebulosidade e radiação solar. A maioria dos dados foram disponibilizados pela ARBVS, tal como é anteriormente referido na secção 4.1. Os valores de ponto de orvalho foram determinados através do diagrama psicométrico que relaciona a temperatura do ar com a humidade relativa. Os valores da nebulosidade foram estimados através do cruzamento entre os valores de nebulosidade recolhidos na estação de Santarém (18E/01C), desde 1980 a 1993, e os valores consultados nas “Normais Climatológicas da Região de Ribatejo e Oeste, correspondentes ao período de 1951-1980. Os dados de precipitação diária foram utilizados para determinar os valores de escoamento e, de acordo com o referido na secção 4.2, estimar os caudais afluentes laterais. A Tabela 5.5 identifica a função e a fonte referentes aos diferentes parâmetros meteorológicos.

Tabela 5.5 – Parâmetros utilizados e, respetivas, função e fonte

| Parâmetros                               | Função  | Fontes                          |
|--|---|---------------------------------|
| Temperatura do ar (°C)                   | Estudar os dados meteorológicos a nível dos balanços de energia na interface ar-água. | ARBVS                           |
| Temp. do ponto de orvalho (°C)           |   | Temp.ar / H <sub>Relativa</sub> |
| Velocidade do vento (m.s <sup>-1</sup> ) |   | ARBVS                           |
| Nebulosidade (%)                         |   | SNIRH                           |
| Radiação solar (W.m <sup>-2</sup> )      |   | ARBVS                           |
| Precipitação (mm)                        | Estimar caudais afluentes.  | ARBVS                           |

### 5.4.2 Estimativa e caracterização de descargas de origem urbana

Na secção 4.3 são apresentados os dados relativos à descarga de origem urbana considerada, nomeadamente as suas características qualitativas. É importante relembrar que os valores de caudal descarregado são da ordem de 290 m<sup>3</sup>/dia. Na Tabela 5.6, observam-se poucas discrepâncias nas concentrações dos vários parâmetros que caracterizam a qualidade da água à saída da estação de tratamento, tais como pH, temperatura da água, carência bioquímica de oxigénio, sólidos suspensos totais, fósforo total e azoto total. Contudo, verifica-se que em alguns meses, nos diferentes anos, observam-se episódios isolados com aumentos significativos de CBO<sub>5</sub> ou SST, tais como Julho e Agosto de 2015 e Setembro de 2014.

Tabela 5.6 – Qualidade da água à saída da ETAR, no ano 2014

|                 | pH  | T(°C) | CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L) | SST (mg/L) | P <sub>total</sub> (mg P /L) | N <sub>total</sub> (mg N /L) |
|-----------------|-----|-------|---|------------|------------------------------|------------------------------|
| <b>Maio</b>     | 7,5 | 15    | 13,0                                    | 14,0       | 3,5                          | 7,0                          |
| <b>Junho</b>    | 7,6 | 20    | 14,5                                    | 20,0       | 3,9                          | 15,0                         |
| <b>Julho</b>    | 7,6 | 24    | 16,0                                    | 26,0       | 4,2                          | 23,0                         |
| <b>Agosto</b>   | 7,7 | 25    | 10,5                                    | 22,0       | 5,7                          | 26,5                         |
| <b>Setembro</b> | 7,8 | 25    | <5                                      | 460,0      | 7,1                          | 30,0                         |

Tabela 5.7 – Qualidade da água à saída da ETAR, no ano 2015

|                 | pH  | T(°C) | CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L) | SST (mg/L) | P <sub>total</sub> (mg P /L) | N <sub>total</sub> (mg N /L) |
|-----------------|-----|-------|---|------------|------------------------------|------------------------------|
| <b>Maio</b>     | 6,9 | 19    | 5,0                                     | 50,0       | 4,3                          | 20,0                         |
| <b>Junho</b>    | 7,1 | 23    | 11,0                                    | 37,0       | 4,7                          | 12,0                         |
| <b>Julho</b>    | 7,3 | 26    | 110,0                                   | 24,0       | 5,1                          | 4,0                          |
| <b>Agosto</b>   | 7,7 | 25    | 64,5                                    | 35,0       | 4,3                          | 13,0                         |
| <b>Setembro</b> | 8,0 | 24    | 19,0                                    | 46,0       | 3,4                          | 22,0                         |

Tabela 5.8 – Qualidade da água à saída da ETAR, no ano 2016

|                 | pH  | T(°C) | CBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /L) | SST (mg/L) | P <sub>total</sub> (mg P /L) | N <sub>total</sub> (mg N /L) |
|-----------------|-----|-------|---|------------|------------------------------|------------------------------|
| <b>Maio</b>     | 7,6 | 15    | <5                                      | 10,0       | 1,5                          | 12,0                         |
| <b>Junho</b>    | 7,4 | 17    | 9,0                                     | 29,0       | 2,7                          | 18,0                         |
| <b>Julho</b>    | 7,1 | 19    | 13,0                                    | 48,0       | 3,8                          | 24,0                         |
| <b>Agosto</b>   | 7,3 | 22    | 15,5                                    | 46,0       | 4,1                          | 23,5                         |
| <b>Setembro</b> | 7,4 | 25    | 18,0                                    | 44,0       | 4,4                          | 23,0                         |

#### 5.4.3 Estimativas dos caudais laterais afluentes

Nesta secção são caracterizados os caudais laterais afluentes ao trecho em estudo. Tal como é referido na secção 3.2.3.3 do Capítulo 3, os caudais laterais afluentes são estimados cruzando os dados de precipitação com as áreas drenantes para cada troço. Qualitativamente, foi utilizado o método das taxas de exportação de poluentes para determinar a carga de fósforo, de azoto e de CBO<sub>5</sub> e, posteriormente, estimar as concentrações desses parâmetros nos caudais laterais.

A identificação das culturas ao longo da linha de água facilita a utilização de diferentes taxas de exportação e diminui o erro na estimativa de cargas poluentes, na Figura 5.2 é apresentado o ano de 2016 como exemplo.

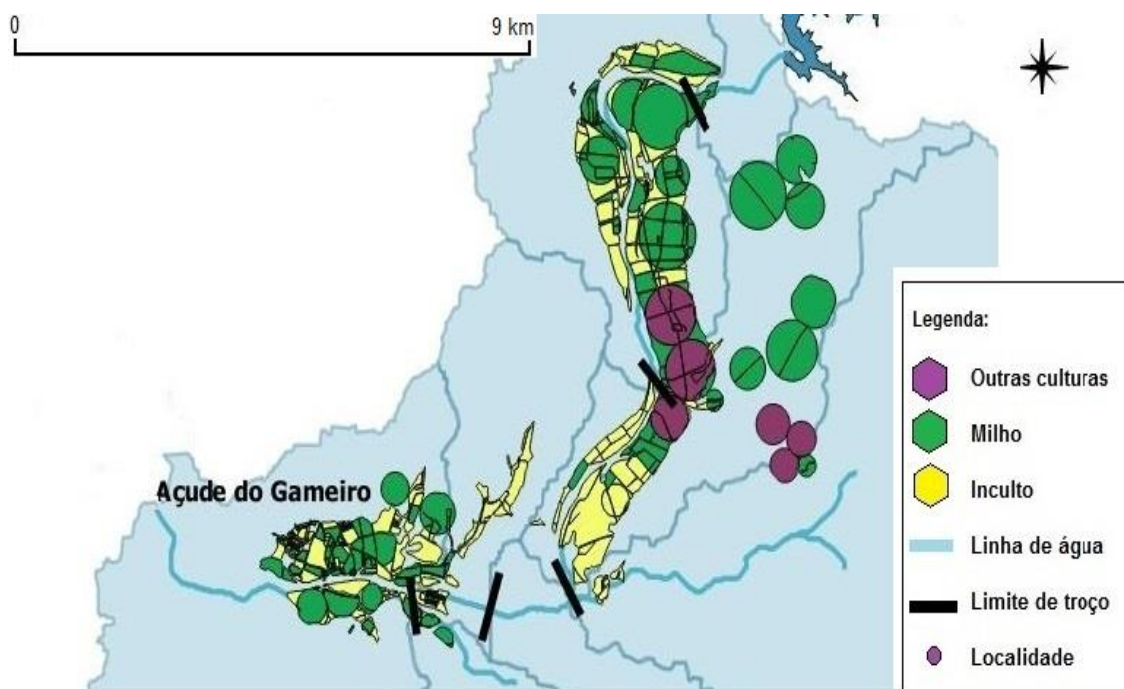


Figura 5.2 – Usos do solo nas áreas drenantes para os troços em estudo

Com o *software* QGIS foi possível determinar as áreas totais das bacias de drenagem correspondentes a cada troço e as áreas dos terrenos agrícolas divididos por cultura agrícola, nos anos de 2014, 2015 e 2016. Posteriormente, agregou-se as diferentes culturas em classes de uso solo e somou-se as respetivas áreas. A Figura 5.3 apresenta um esquema que correlaciona as culturas agrícolas com as classes de uso do solo, de forma a facilitar a compreensão. As áreas estimadas referentes a cada cultura agrícola e a cada classe de uso do solo são apresentadas no Anexo V, a Tabela A.3 correspondem aos anos de 2014, 2015 e 2016, respetivamente.

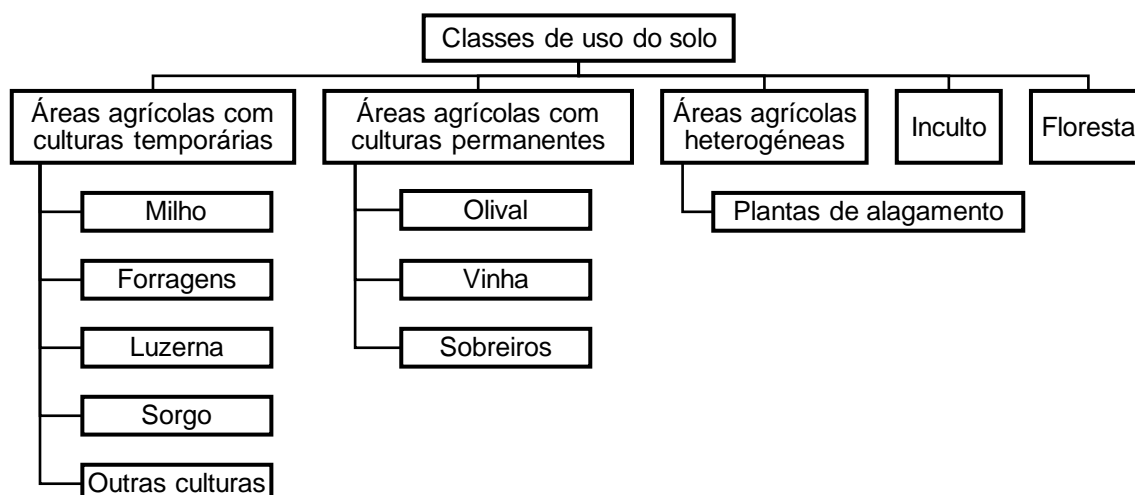


Figura 5.3 – Representação esquemática que agrega as culturas agrícolas à classe de uso do solo

De acordo com a metodologia utilizada para o cálculo do caudal escoado correspondente a cada área drenante, foi necessário estimar a altura de escoamento. Assim recorreu-se aos dados de

precipitação média mensal, recolhidos na estação meteorológica da albufeira do Maranhão, anteriormente apresentados e analisados na secção 4.2, Capítulo 4. Com base na metodologia, secção 3.2.3.3, Capítulo 3, considerou-se um coeficiente de escoamento de 0,25. Os resultados obtidos para a altura de escoamento nos diferentes meses em estudo são apresentados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 – Precipitação e respetivas, alturas de escoamento nos meses em estudo

|                 | 2016   |                       | 2015   |                       | 2016  |                       |
|-----------------|--------|-----------------------|--------|-----------------------|-------|-----------------------|
|                 | P (mm) | H <sub>esc</sub> (mm) | P (mm) | H <sub>esc</sub> (mm) | P(mm) | H <sub>esc</sub> (mm) |
| <b>Maio</b>     | 39,4   | 9,9                   | 2,8    | 0,7                   | 90,2  | 22,6                  |
| <b>Junho</b>    | 12,6   | 3,2                   | 9,2    | 2,3                   | 0,0   | 0,0                   |
| <b>Julho</b>    | 4,8    | 1,2                   | 0,0    | 0,0                   | 5,9   | 1,5                   |
| <b>Agosto</b>   | 0,0    | 0,0                   | 2,0    | 0,5                   | 0,0   | 0,0                   |
| <b>Setembro</b> | 109,2  | 27,3                  | 11,0   | 2,8                   | 18,0  | 4,5                   |

Recorrendo à equação 3.8, que multiplica a altura de escoamento pelas áreas de drenagem de cada classe de uso do solo nos diferentes troços, foi possível calcular os correspondentes caudais laterais.

Em seguida, utilizando as taxas de exportação foi possível proceder ao cálculo das cargas difusas dos poluentes de azoto total, fósforo total e CBO<sub>5</sub>, bem como as correspondentes concentrações.

A avaliação das concentrações de azoto, fósforo e CBO<sub>5</sub>, estimadas para a generalidade dos troços em estudo, foi realizada com recurso às taxas de exportação e às áreas drenante correspondentes a cada uso do solo. A Tabela 5.10 ilustra um exemplo utilizando a metodologia de cálculo para estimar a concentração de nutrientes no caudal lateral afluente para os diferentes troços de estudo, correspondente ao mês de Maio e ano 2016.

Tabela 5.10 – Exemplo de cálculo da concentração de nutrientes no caudal lateral afluente aos diferentes troços de estudo em Maio de 2016

| Troços   | A <sub>classe</sub><br>(m <sup>2</sup> ) | Q (m <sup>3</sup> /mês) | Carga difusa<br>(kg/mês) | N <sub>total</sub> (mg N<br>/L) | P <sub>total</sub> (mg<br>N /L) | CBO <sub>5</sub> (mg<br>O <sub>2</sub> /L) |
|----------|--|-------------------------|--------------------------|---------------------------------|---------------------------------|--|
| <b>1</b> | 59 688                                   | 1 345,96                | 2,49                     | 1,85                            | 0,37                            | 0,06                                       |
| <b>2</b> | 3 692 203                                | 83 259,17               | 83,07                    | 1,85                            | 0,37                            | 0,37                                       |
| <b>3</b> | 5 028 140                                | 113 384,55              | 161,32                   | 1,85                            | 0,37                            | 0,37                                       |
| <b>4</b> | 0  | 0                       | 0                        | 0                               | 0                               | 0,37                                       |
| <b>5</b> | 362 206                                  | 8 167,75                | 11,62                    | 1,85                            | 0,37                            | 0,37                                       |
| <b>6</b> | 948 010                                  | 21 377,63               | 27,65                    | 1,85                            | 0,37                            | 0,37                                       |

Para o cálculo dos caudais laterais, contabilizando as perdas de rega, recorreu-se à metodologia apresentada no Capítulo 3. Em primeiro lugar foi necessário estimar o volume de água fornecido para irrigação de culturas e, em segundo lugar, calcular as perdas de rega recorrendo à eficiência média do sistema de rega utilizado. Os dados necessários para o cálculo do volume de água fornecido e das perdas de rega encontram-se Tabela 3.2.

Após estimar perdas de rega, estas foram somadas ao caudal escoado correspondente a cada área drenante. Em seguida, recorreu-se à metodologia anteriormente utilizada e calculou-se a concentração de nutrientes no caudal escoado afluente, considerando as perdas de rega.

A condução da água para rega no sistema processa-se maioritariamente por gravidade através de canais condutores, canais distribuidores, regadeiras e outros tipos de estruturas singulares. No sistema verificam-se perdas de afluente no transporte e distribuição. Para o cálculo deste volume recorreu-se à Equação 3.14, ao caudal descarregado no canal do Maranhão e aos valores de eficiência de distribuição. Os caudais descarregados, pela albufeira no canal do Maranhão, para irrigação de culturas, são apresentados na Tabela 5.11. Os procedimentos realizados são demonstrados recorrendo ao exemplo do ano 2016, na Tabela 5.12.

Tabela 5.11 – Caudal descarregado (hm<sup>3</sup>) no canal do Maranhão

|                 | 2014 | 2015 | 2016 |
|-----------------|------|------|------|
| <b>Maio</b>     | 4,48 | 2,12 | 1,82 |
| <b>Junho</b>    | 4,41 | 2,39 | 2,16 |
| <b>Julho</b>    | 4,43 | 2,68 | 2,96 |
| <b>Agosto</b>   | 3,48 | 4,61 | 2,69 |
| <b>Setembro</b> | 3,26 | 2,81 | 2,58 |

Tabela 5.12 – Exemplo de cálculo do volume de perdas de distribuição de caudal afluente

|                 | <b>Q<sub>desc</sub> (m<sup>3</sup>)</b> | <b>E<sub>distribuição</sub> (1/100)</b> | <b>P<sub>distribuição</sub> (m<sup>3</sup>)</b> | <b>P<sub>distribuição</sub> (m<sup>3</sup>/s)</b> |
|-----------------|---|---|---|---|
| <b>Maio</b>     | 1 815 660                               | 0,76                                    | 435 758,4                                       | 0,163   |
| <b>Junho</b>    | 2 164 320                               | 0,76                                    | 2 164 320                                       | 0,835   |
| <b>Julho</b>    | 2 962 800                               | 0,76                                    | 2 962 800                                       | 1,106   |
| <b>Agosto</b>   | 2 689 200                               | 0,76                                    | 2 689 200                                       | 1,004   |
| <b>Setembro</b> | 2 581 200                               | 0,76                                    | 2 581 200                                       | 0,996   |

Para o cálculo da concentração de nutrientes presente no volume de perdas de distribuição de caudal de rega, recorreu-se à mesma metodologia utilizada para estimar a concentração de nutrientes. O procedimento utilizado foi idêntico, exceto na taxa de exportação utilizada, esta corresponde ao valor geral atribuído à área em redor da ribeira de Seda, com valores de 3,5 kg/(ha.ano) para azoto total, 0,5 kg/(ha.ano) para fósforo total e 1 kg/(ha.ano) para CBO<sub>5</sub>.



#### **5.4.4 Estimativas dos caudais tributários**

No presente trabalho considerou-se a existência de dois tributários, ribeira de Tera e ribeira de Almadafe. Face ao referido na secção 3.2.3.4 do Capítulo 3, nesta secção são estimados os caudais tributários ao trecho em estudo.

Os caudais tributários são estimados, recorrendo ao mesmo procedimento utilizado nos caudais laterais, cruzando os dados de precipitação com a área drenante de cada tributário. A concentração de nutrientes correspondente a cada ribeira é determinada da mesma forma apresentada na secção 5.4.3, utilizando o método das taxas de exportação.

Por fim, os valores obtidos foram divididos pelos caudais médios estimados, obtendo as concentrações de nutrientes nas massas de água.

#### **5.5 Calibração do QUAL2Kw**

O modelo QUAL2K foi aplicado ao trecho a jusante da albufeira do Maranhão, com um desenvolvimento de 21,5 km, nomeadamente parte da ribeira de Seda e ribeira da Raia. Com o objetivo de realizar um estudo relativo ao comportamento da massa de água e aos potenciais efeitos de caudais afluentes sobre a qualidade da água.

Relativamente as características hidráulicas e aos parâmetros descritores da qualidade da massa de água, não foi efetuada qualquer calibração do modelo QUAL2Kw, devido à indisponibilidade de resultados ao longo do trecho em estudo, impossibilitando qualquer comparação.



## **6 Apresentação e análise de resultados**

Neste capítulo são apresentados os resultados da análise desenvolvida. Em 6.1 são expostos um conjunto de aspetos inerentes aos resultados obtidos. As secções seguintes, 6.2, 6.3 e 6.4, correspondem aos resultados de cada um dos parâmetros simulados, temperatura, oxigénio dissolvido e outros parâmetros descritores da qualidade de água (nomeadamente nutrientes), respetivamente. É realizada uma discussão dos resultados na secção 6.5.

### **6.1 Introdução**

O presente trabalho tem como objetivo principal a avaliação da qualidade da água de um determinado trecho, bem como o estudo dos potenciais efeitos do caudal proveniente da albufeira do Maranhão e de potenciais fontes de poluição que se localizam ao longo da linha de água em estudo, sobre as características de qualidade dessa massa de água. O trecho selecionado é constituído por duas ribeiras, ribeira de Seda e ribeira da Raia, que se localizam a jusante do aproveitamento do Maranhão.

Para a concretização dos objetivos propostos, foram simulados cenários de forma a tentar perceber e quantificar o comportamento da qualidade da água ao longo do trecho em estudo, e identificar os potenciais efeitos dos caudais afluentes, laterais e tributários. Nas simulações realizadas, recorrendo ao modelo QUAL2Kw, de forma a descrever e analisar o comportamento da massa de água, foi dada especial atenção aos seguintes parâmetros: temperatura da água e oxigénio dissolvido; embora tenham sido simulados mais dois parâmetros descritores da qualidade de água, nomeadamente, nitratos e fosfatos.

O presente Capítulo, apresenta e analisa os resultados inerentes à análise comparativa da evolução espacial do comportamento dos parâmetros atrás mencionados na água lançada para jusante da barragem do Maranhão, admitindo diferentes cenários.

No Capítulo anterior foram já apresentados vários conjuntos de elementos inerentes aos dados necessários à aplicação do modelo QUAL2Kw, bem como os dados relativos à definição de cenários (secção 5.2), a representação conceptual adotada (secção 5.3); dados referentes às condições iniciais no sistema (secção 5.4.1); dados da estimativa e caracterização de descargas de origem urbana (secção 5.4.2); os dados inerentes às estimativas dos caudais laterais afluentes (secção 5.4.3); os dados inerentes às estimativas dos caudais tributários afluentes (secção 5.4.4).

No entanto, na sequência dos elementos apresentados, é importante relembrar que os valores de caudais de cabeceira utilizados nos exercícios de simulação, em qualquer cenário, foram efetivamente os valores lançados para jusante a partir da albufeira do Maranhão.

Relativamente aos parâmetros sujeitos a análise, para cada um deles é apresentada a evolução espacial do seu comportamento ao longo dos 21,5 km, do troço a jusante da albufeira do

Maranhão submetido a modelação. Especificando, para cada um dos parâmetros é apresentado e analisado um gráfico, onde se encontram representados os vários cenários considerados.

Os diferentes cenários que suportam a análise comparativa são denominados por cenário base, cenário I e cenário II. O cenário base corresponde aos caudais de escoamento superficial, considerando apenas a relação precipitação-escoamento, sem contabilizar as perdas de rega; o cenário I corresponde aos caudais de escoamento superficial, considerando a relação precipitação-escoamento e contabilizando as perdas de rega; e o cenário II corresponde aos caudais de escoamento superficial, considerando a relação precipitação-escoamento, contabilizando as perdas de rega e as perdas ao transporte da água para rega.

A simulação dos cenários foi desenvolvida para os meses em que decorre a campanha de rega, nomeadamente, Maio, Junho, Julho, Agosto e Setembro, para cada um dos anos de 2014, 2015 e 2016.

A análise de resultados desenvolvida é apresentada considerando a evolução espacial de cada parâmetro analisado, nos diferentes meses em análise e nos três anos considerados. Paralelamente, é realizada uma análise comparativa entre os diferentes cenários simulados.

## **6.2 Temperatura**

Nas figuras 6.1 a 6.15, apresentam-se os gráficos inerentes à evolução espacial dos valores da temperatura da água ao longo do trecho em estudo, considerando os três cenários definidos. Os gráficos encontram-se temporalmente sequenciados ao longo dos cinco meses, para os três anos considerados.

Numa primeira análise, comparando qualquer um dos gráficos apresentados, verifica-se diferenças pouco significativas entre os três cenários, ao longo dos vários troços. Neste parâmetro, a rejeição no troço 6 e as confluências ao longo do troço não apresentam uma influência evidente.

Observando os gráficos obtidos, verifica-se que os meses apresentam variações pouco significativas, na temperatura da água ao longo do trecho, nos diferentes cenários, sendo importante lembrar que a temperatura da água foi de 20°C, nos caudais afluentes.

Durante os meses mais quentes (Junho, Julho e Agosto), para qualquer um dos três anos considerados, os valores inerentes aos três cenários considerados tendem a diminuir até atingirem um valor de equilíbrio. Nos restantes meses (Maio e Setembro), para os três anos considerados, as tendências são variáveis.

Por fim, comparando os valores obtidos para a temperatura, nos diferentes anos de simulação, constata-se que nos três primeiros meses (Maio, Junho e Julho) as temperaturas foram superiores no ano de 2015, nos restantes meses (Agosto e Setembro) verificaram-se no ano de 2016. De acordo com os dados de temperatura do ar referentes a estes dois anos (2015 e 2016), nos diferentes meses, constata-se que a temperatura do ar não foi o parâmetro com maior influência no caso da temperatura da água.

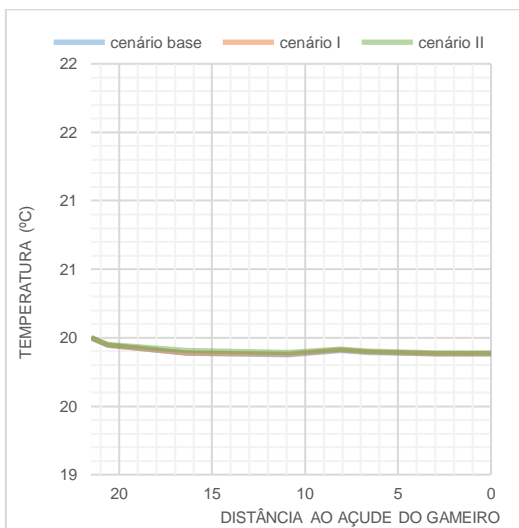


Figura 6.1 – Temperatura – Maio de 2014

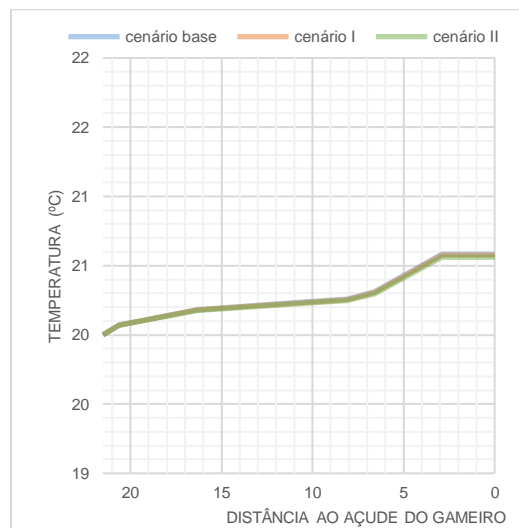


Figura 6.4 – Temperatura – Agosto de 2014

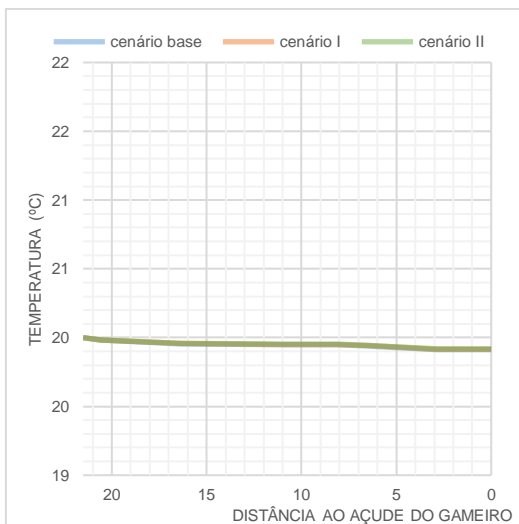


Figura 6.2 – Temperatura – Junho de 2014

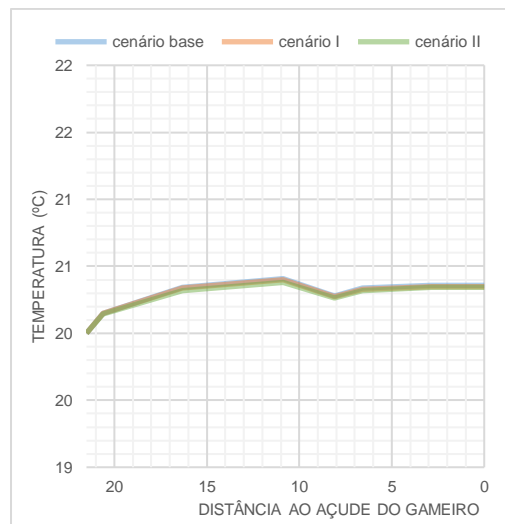


Figura 6.5 – Temperatura – Setembro de 2014

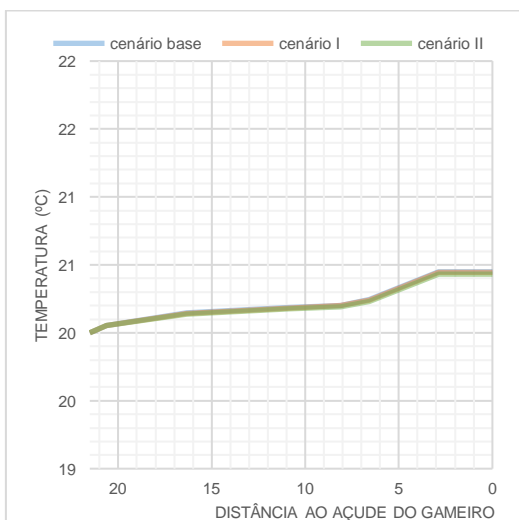


Figura 6.3 – Temperatura – Julho de 2014

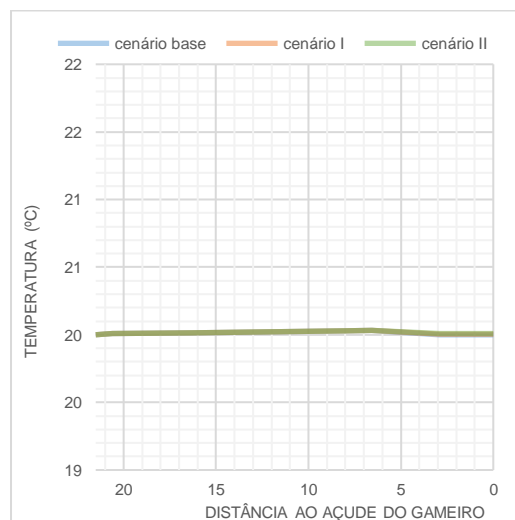


Figura 6.6 – Temperatura – Maio de 2015

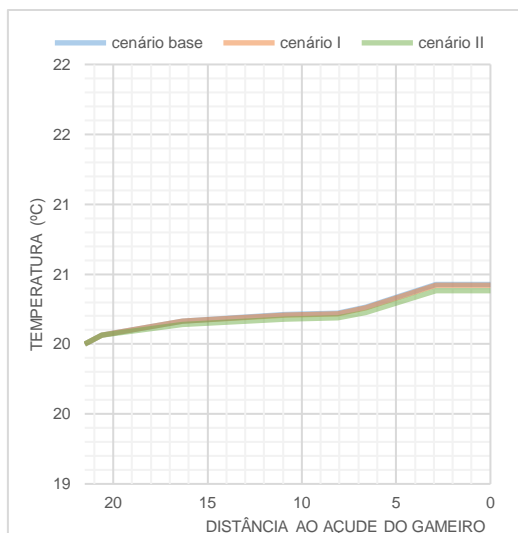


Figura 6.7 – Temperatura – Junho de 2015

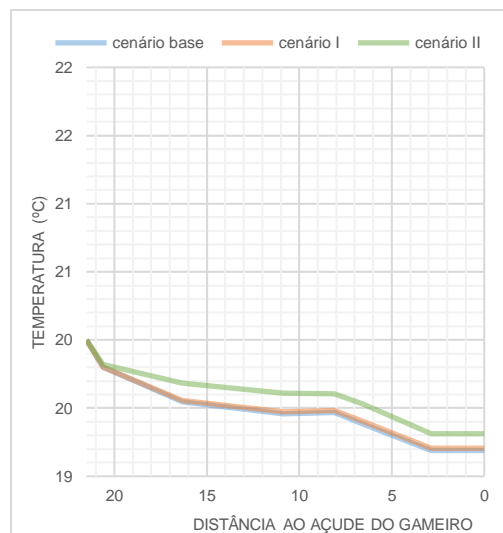


Figura 6.10 – Temperatura – Setembro de 2015

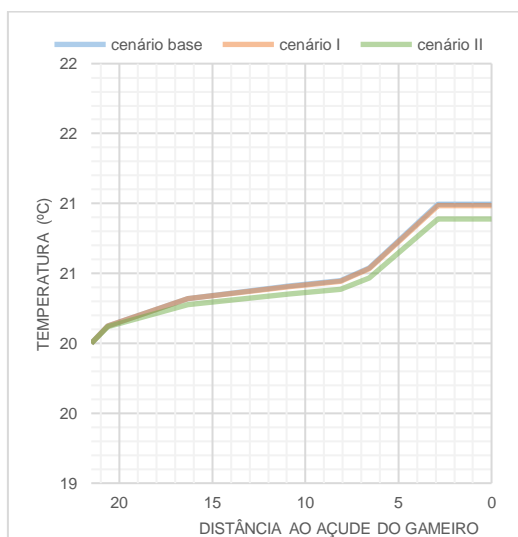


Figura 6.8 – Temperatura – Julho de 2015

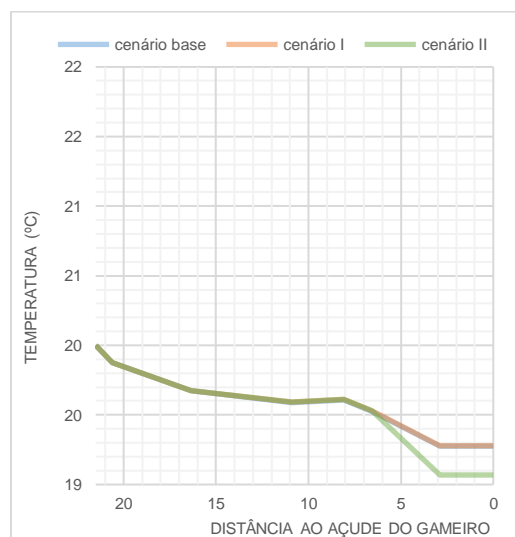


Figura 6.11 – Temperatura – Maio de 2016

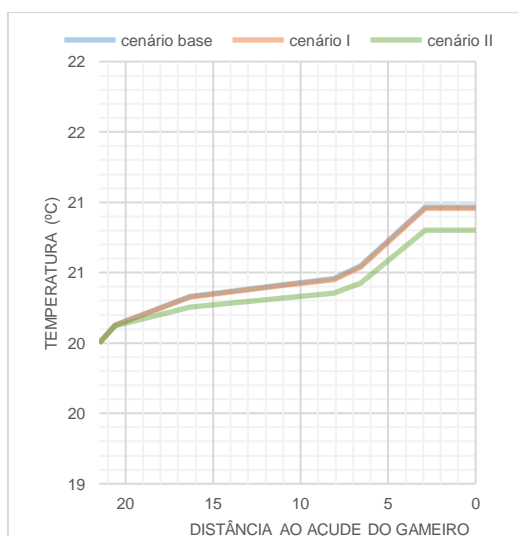


Figura 6.9 – Temperatura – Agosto de 2015

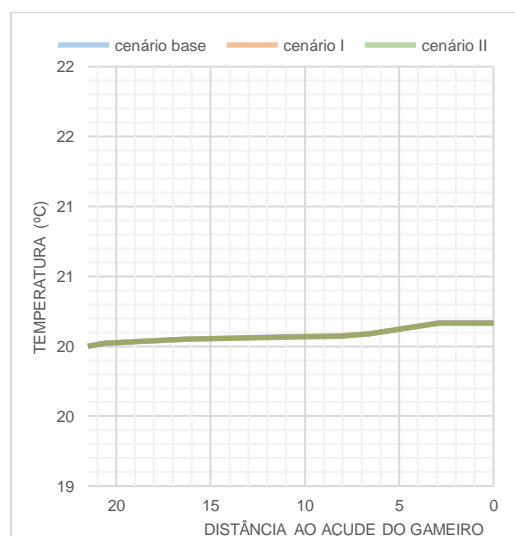


Figura 6.12 – Temperatura – Junho de 2016

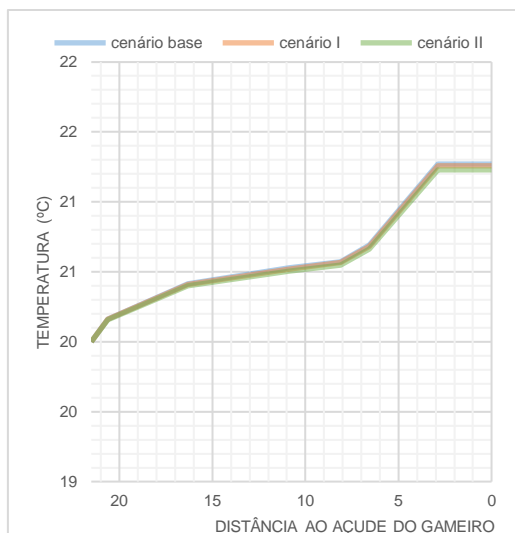


Figura 6.13 – Temperatura – Julho de 2016

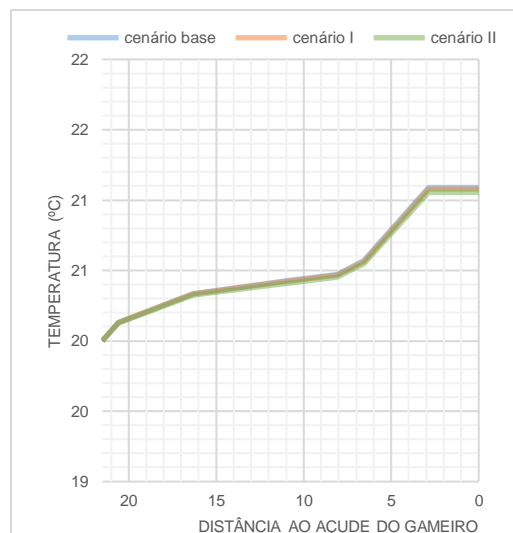


Figura 6.14 – Temperatura – Agosto de 2016

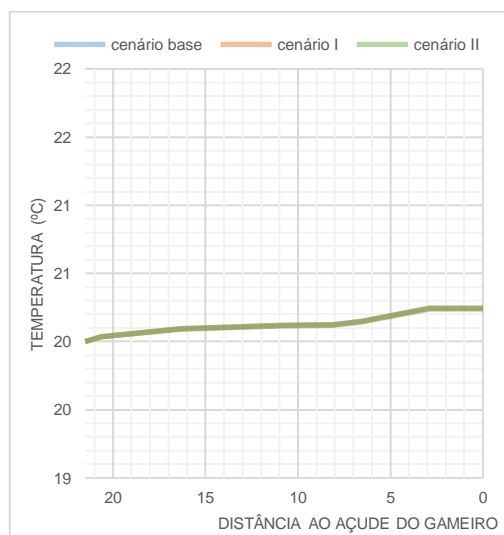


Figura 6.15 – Temperatura – Setembro de 2016

### 6.3 Oxigênio Dissolvido

O teor de oxigênio é um parâmetro importante na qualidade da água pois condiciona os processos de oxidação. As baixas concentrações de oxigênio dissolvido podem ter impactos consideráveis sobre o funcionamento dos ecossistemas.

Os gráficos inerentes à evolução espacial dos valores de concentração do oxigênio dissolvido da água ao longo do trecho em estudo, apresentam os valores obtidos nos diferentes cenários simulados. Ao observar os gráficos, constata-se similaridade entre esses valores.

Em qualquer uns dos cinco meses simulados, para os três anos considerados, a evolução do oxigênio dissolvido foi no sentido de estabilidade dos valores, não se verificando alterações significativas ao longo dos 21,5 km do trecho simulado. Sendo que, os valores de concentração de OD começam a estabilizar ao atingir um valor aproximado de 9 mg O<sub>2</sub>/ L.

Comparando a temperatura e os valores de concentração OD, constata-se uma recuperação das concentrações de OD para valores próximos da saturação mais rápida, do que a recuperação dos valores de temperatura para a temperatura em equilíbrio.

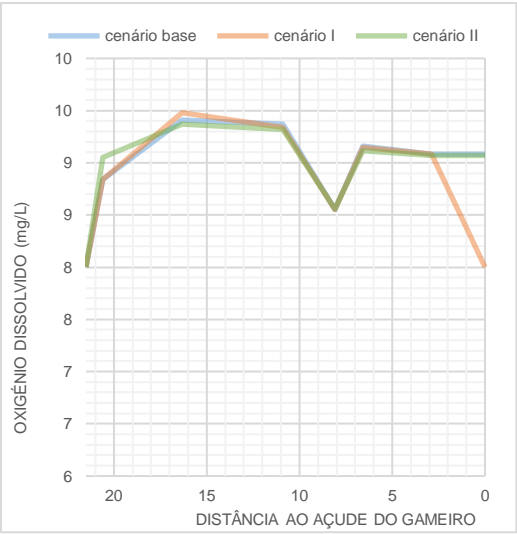


Figura 6.16 – OD – Maio de 2014

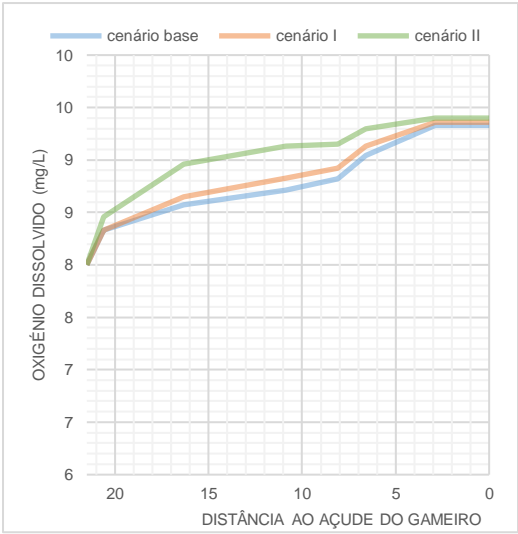


Figura 6.18 – OD – Julho de 2014

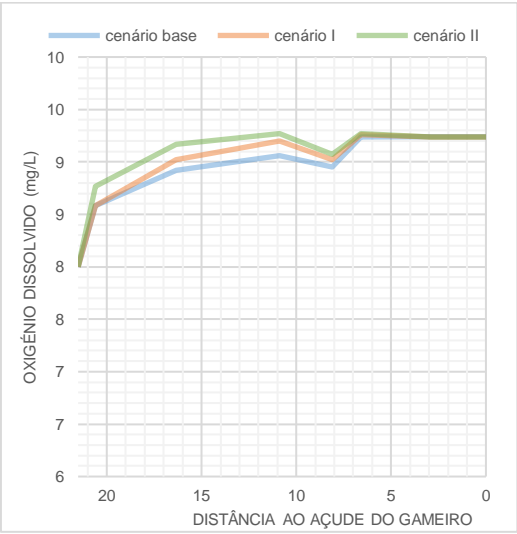


Figura 6.17 – OD – Junho de 2014

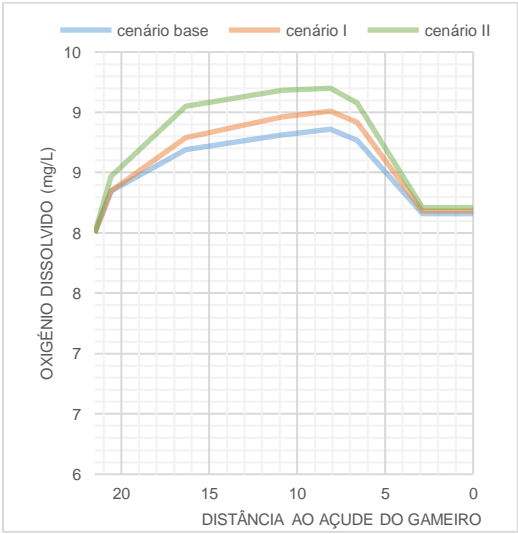


Figura 6.19 – OD – Agosto de 2014



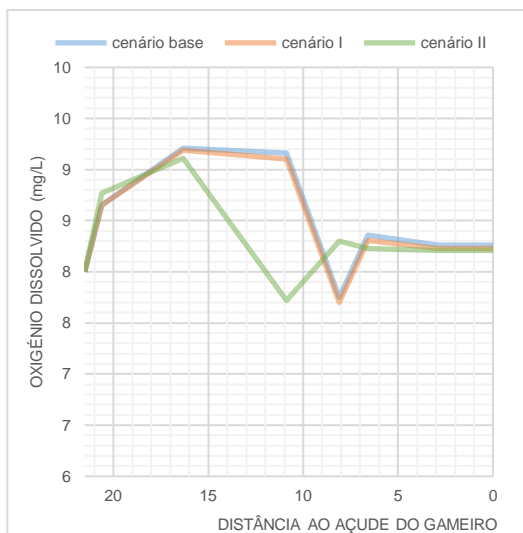


Figura 6.20 – OD – Setembro de 2014

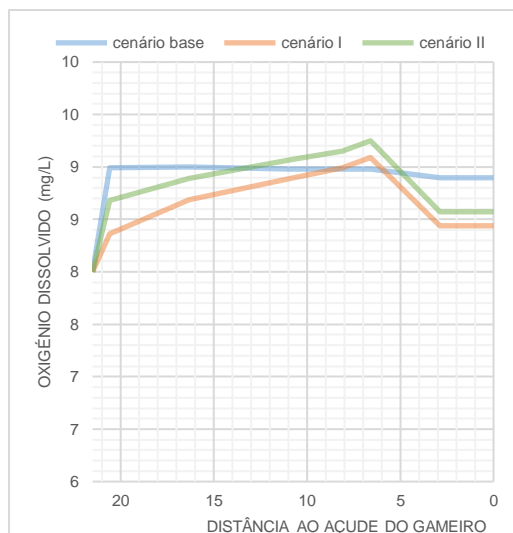


Figura 6.23 – OD – Julho de 2015

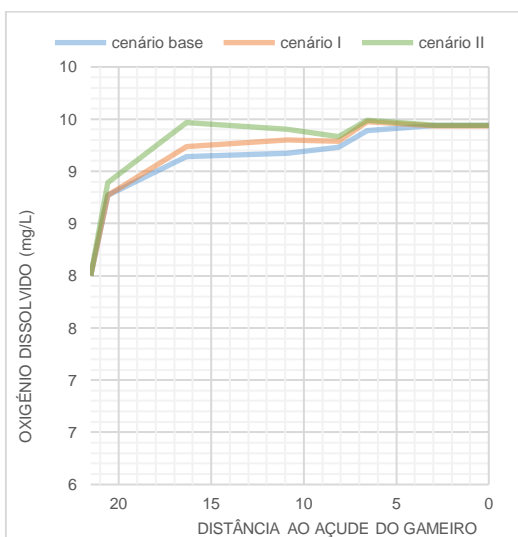


Figura 6.21 – OD – Maio de 2015

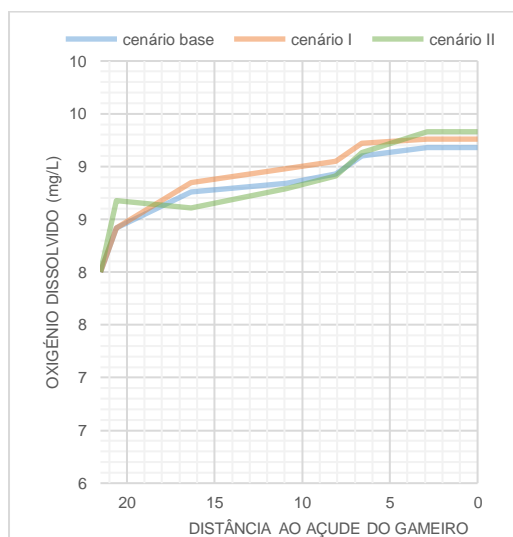


Figura 6.24 – OD – Agosto de 2015

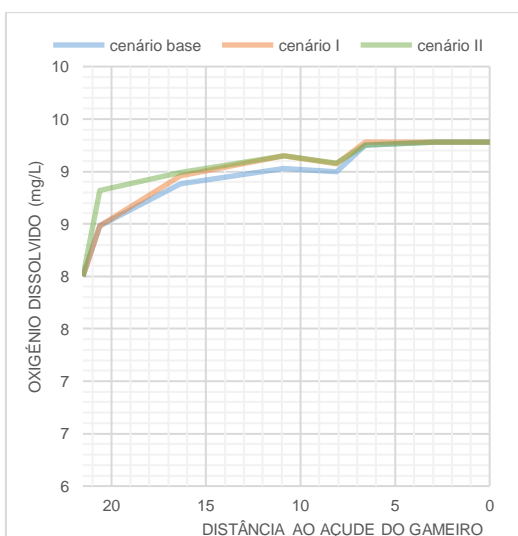


Figura 6.22 – OD – Junho de 2016

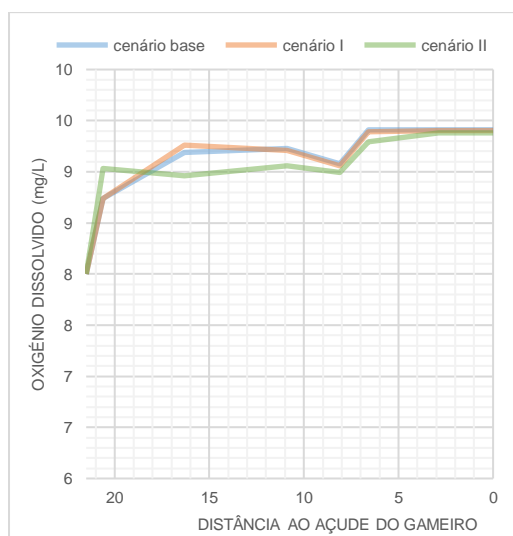


Figura 6.25 – OD – Setembro de 2015

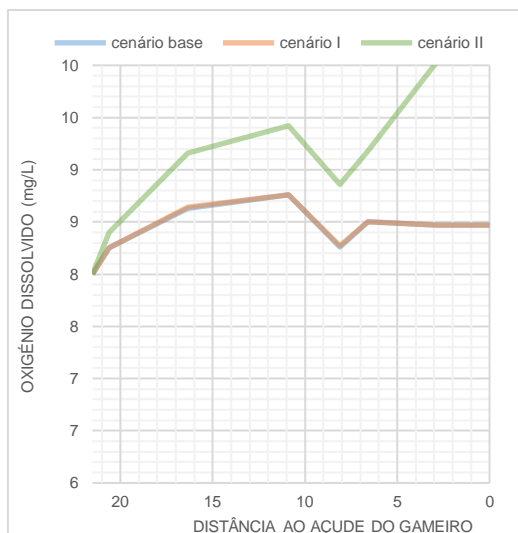


Figura 6.26 – OD – Maio de 2016

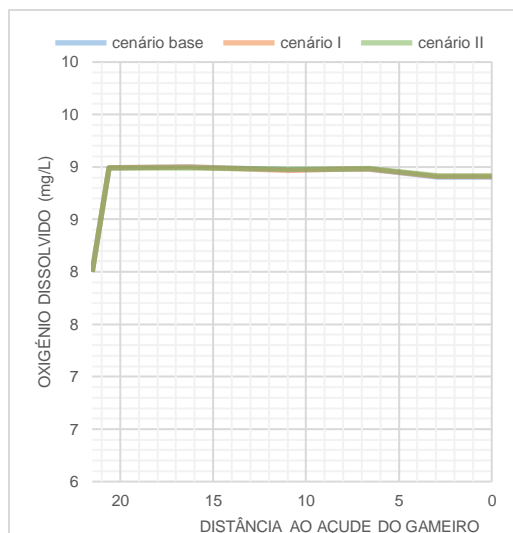


Figura 6.28 – OD – Julho de 2016

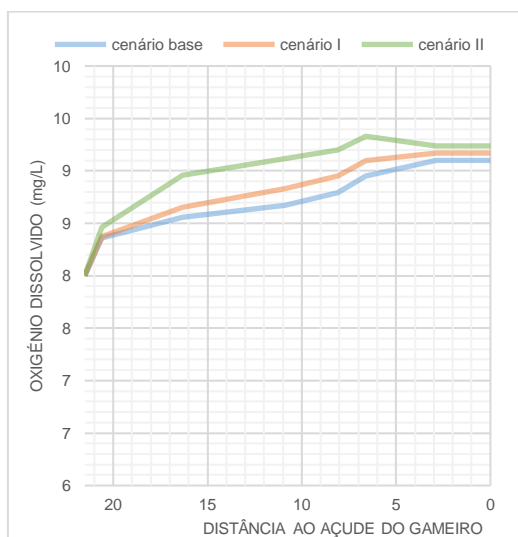


Figura 6.27 – OD – Junho de 2016

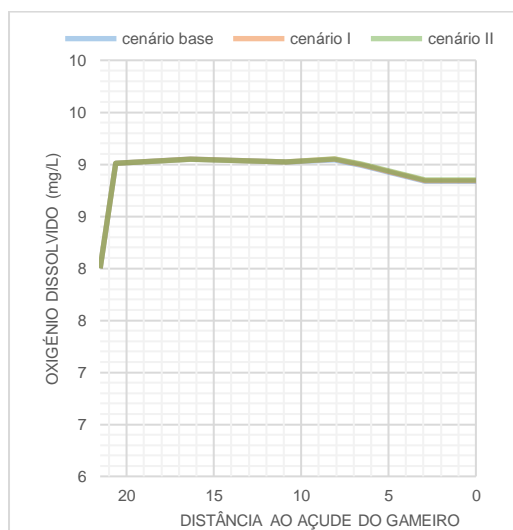


Figura 6.29 – OD – Agosto de 2016

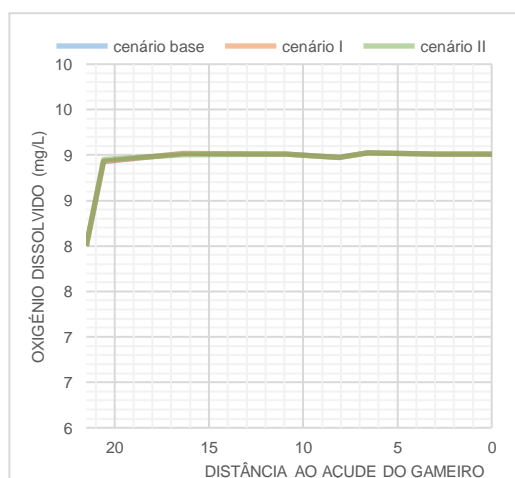


Figura 6.30 – OD – Setembro de 2016

## 6.4 Nutrientes

A carga de nutrientes – em particular de azoto e de fósforo – é uma das causas da perda de biodiversidade e disfunção dos ecossistemas (EEA, 2012).

### a) Nitratos ( $\text{NO}_3^-$ )

Os nitratos presentes na linha de água são, maioritariamente e em princípio, incrementados pelos caudais difusos devido às práticas agrícolas (EEA, 2012).

Numa primeira análise, comparando qualquer um dos gráficos apresentados, verifica-se diferenças pouco significativas entre os três cenários, ao longo dos vários troços. Continuando a desenvolver uma análise de natureza global dos resultados apresentados, importa referir que, em qualquer dos cinco meses analisados e para os três anos simulados, a evolução dos valores apresenta um comportamento idêntico ao longo do trecho em estudo, apresentando uma descida das concentrações para jusante.

Na maioria dos gráficos obtidos, nos últimos 8 km a concentração atinge um pico, e este deve-se a caudal tributário que aflui a montante do referido, correspondente à ribeira de Almadafe.

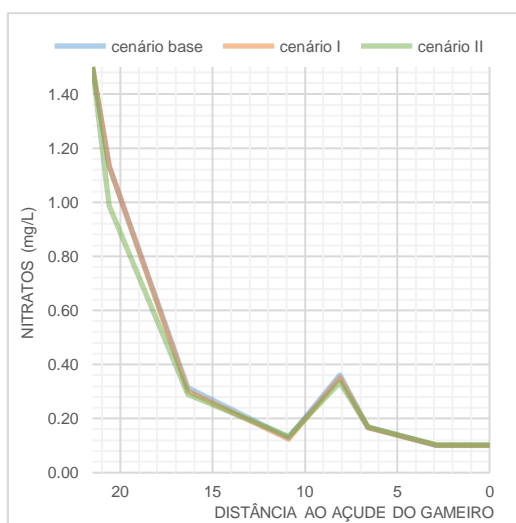


Figura 6.31 –  $\text{NO}_3^-$  – Maio de 2014

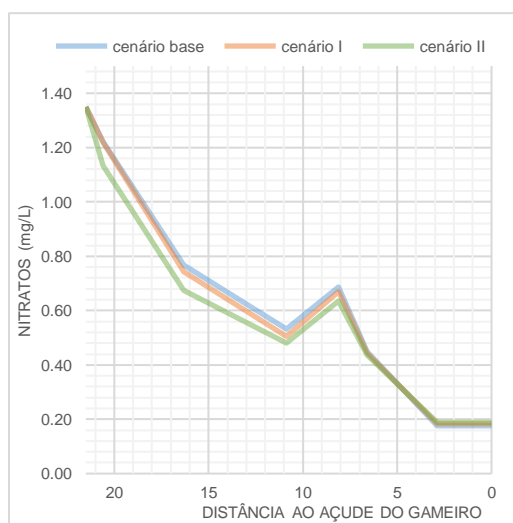


Figura 6.32 –  $\text{NO}_3^-$  – Junho de 2014

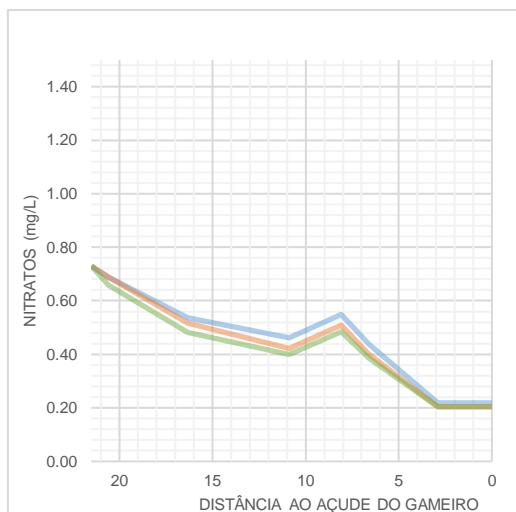


Figura 6.33 –  $\text{NO}_3^-$  – Julho de 2014

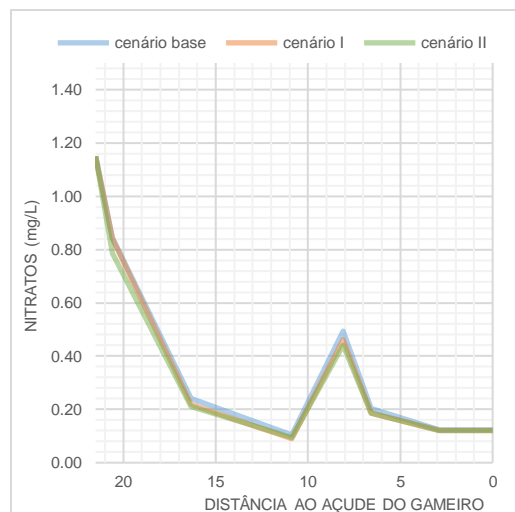


Figura 6.36 –  $\text{NO}_3^-$  – Maio de 2015

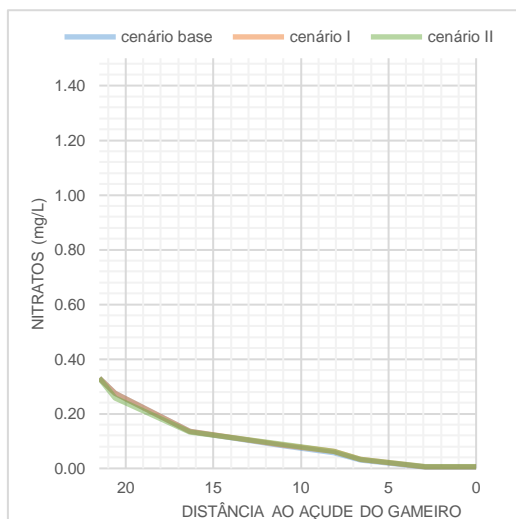


Figura 6.34 –  $\text{NO}_3^-$  – Agosto de 2014

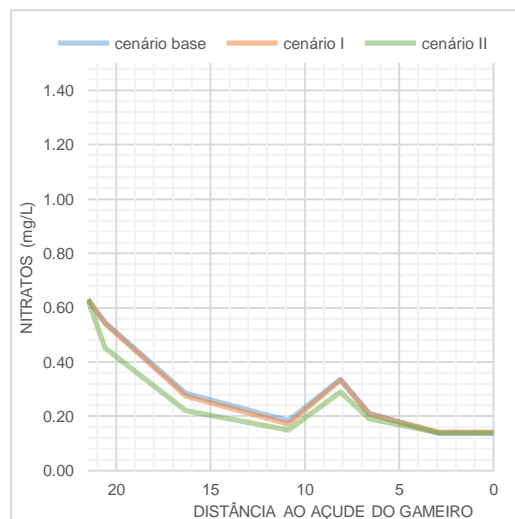


Figura 6.37 –  $\text{NO}_3^-$  – Junho de 2015

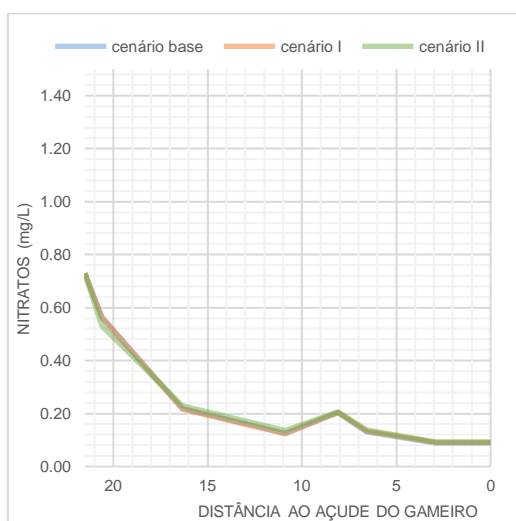


Figura 6.35 –  $\text{NO}_3^-$  – Setembro de 2014

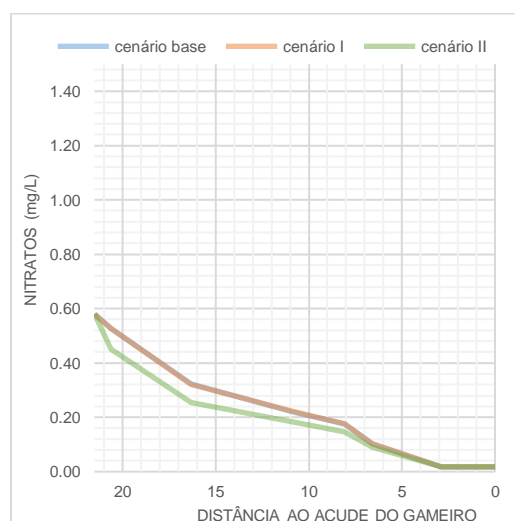


Figura 6.38 –  $\text{NO}_3^-$  – Julho de 2015

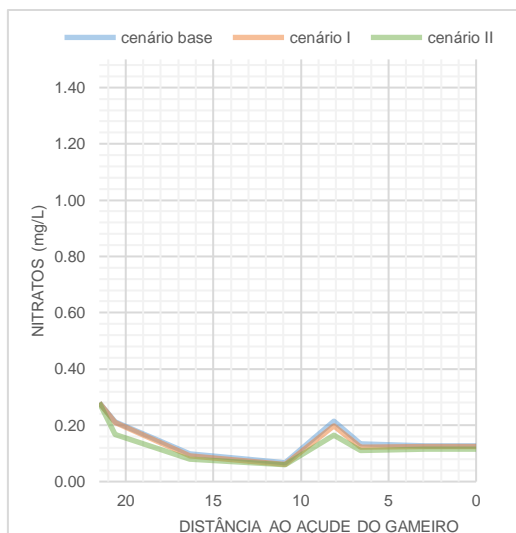


Figura 6.39 –  $\text{NO}_3^-$  – Agosto de 2015

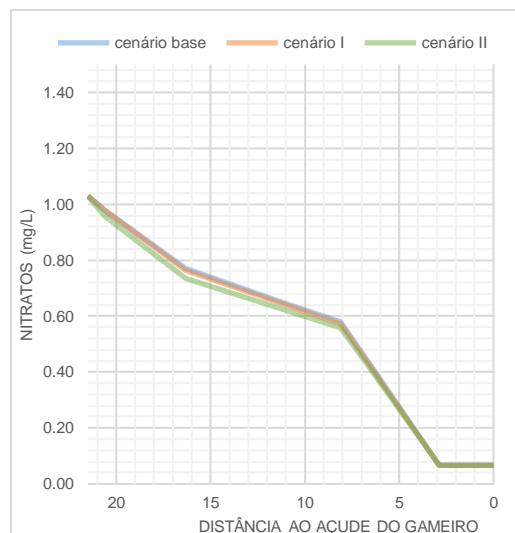


Figura 6.42 –  $\text{NO}_3^-$  – Junho de 2016

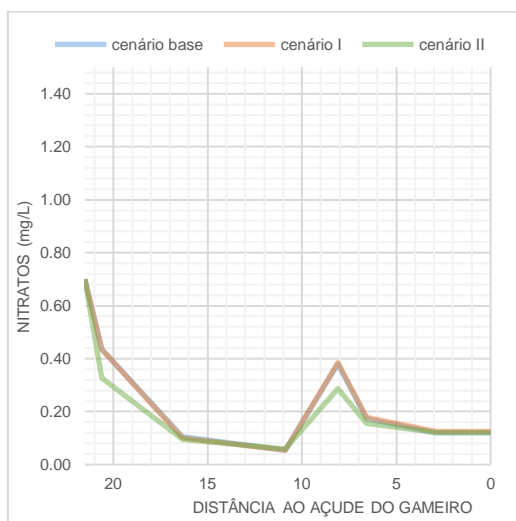


Figura 6.40 –  $\text{NO}_3^-$  – Setembro de 2015

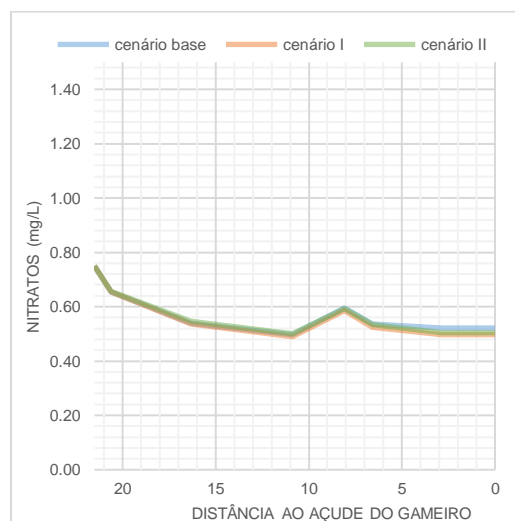


Figura 6.43 –  $\text{NO}_3^-$  – Julho de 2016

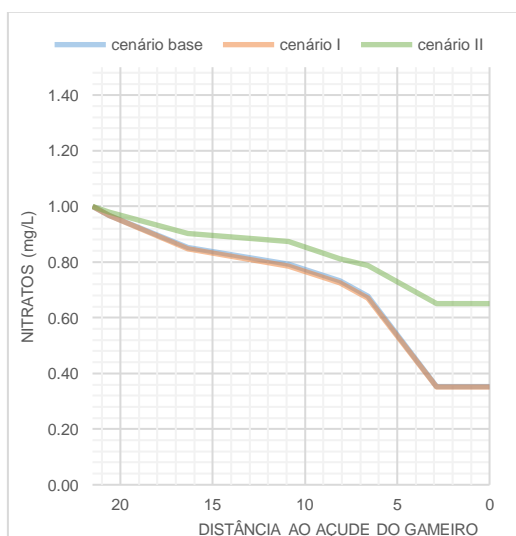


Figura 6.41 –  $\text{NO}_3^-$  – Maio de 2016

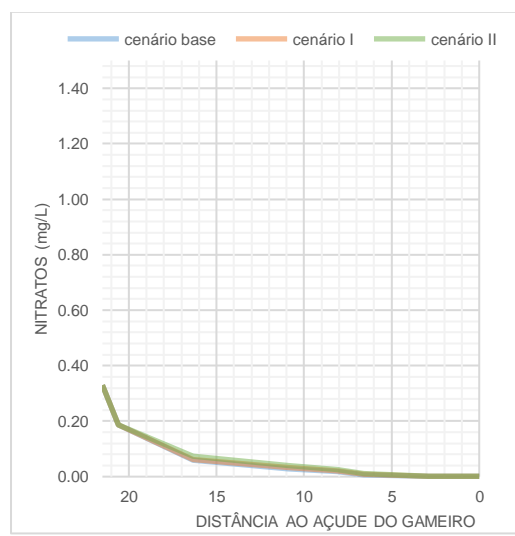


Figura 6.44 –  $\text{NO}_3^-$  – Agosto de 2016

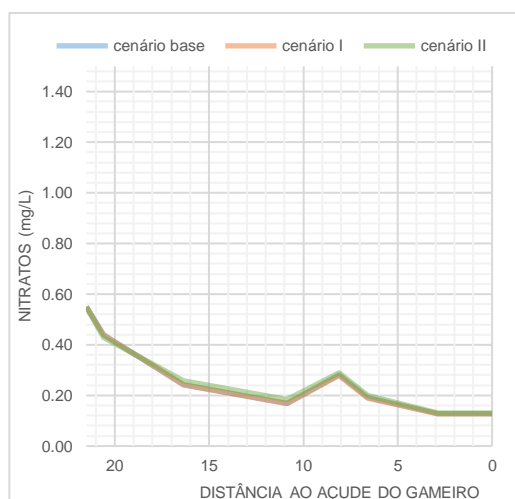


Figura 6.45 –  $\text{NO}_3^-$  – Setembro de 2016

#### b) Fósforos ( $\text{P}_2\text{O}_5$ )

A agricultura corresponde a uma das principais origens para a carga de fósforo, através de várias fontes pontuais e também difusas de poluição. Mas, ao contrário do azoto, verificam-se grandes diferenças de cargas, de região para região. A carga de fósforo depende do número de fontes pontuais que são consequência da densidade populacional, da atividade industrial e da eficácia de tratamento das águas residuais (EEA, 2012).

Em concordância com os parâmetros avaliados anteriormente, verificam-se diferenças pouco significativas entre os três cenários, nos vários meses e para os diferentes anos considerados.

Nos gráficos abaixo apresentados, observa-se à evolução decrescente, genericamente pouco significativa da concentração de fosfato, de montante para jusante. Embora se verifiquem incrementos de fontes difusas e pontuais ao longo dos troços, são pouco significativos, sendo que as diferenças evidentes na evolução da concentração de fosfatos verificam-se na cabeceira, nos caudais lançados para jusante da albufeira do Maranhão.

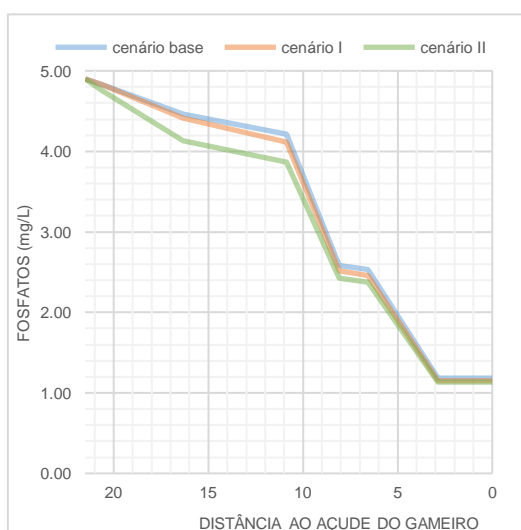


Figura 6.46 –  $\text{P}_2\text{O}_5$  – Maio de 2014

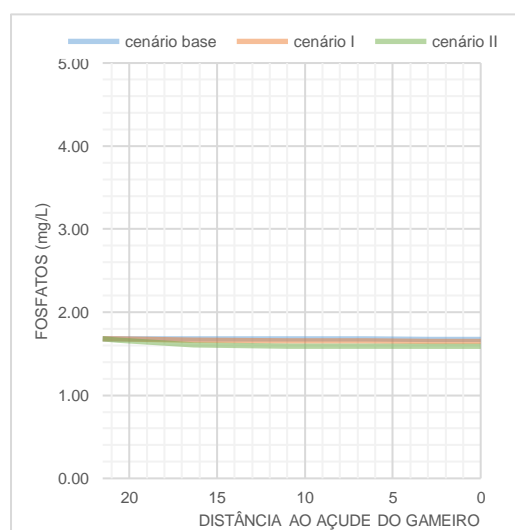


Figura 6.47 –  $\text{P}_2\text{O}_5$  – Junho de 2014

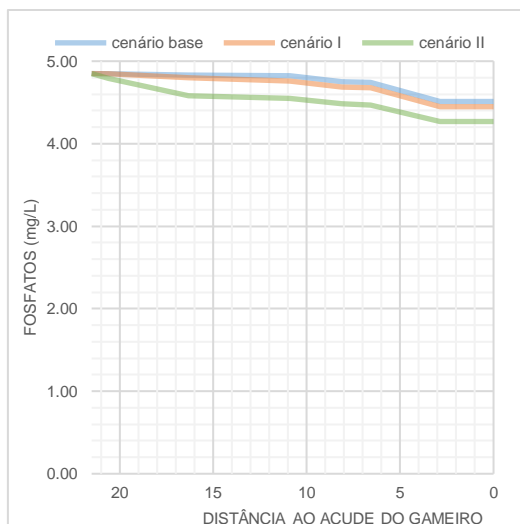


Figura 6.48 –  $P_2O_5$  – Julho de 2014

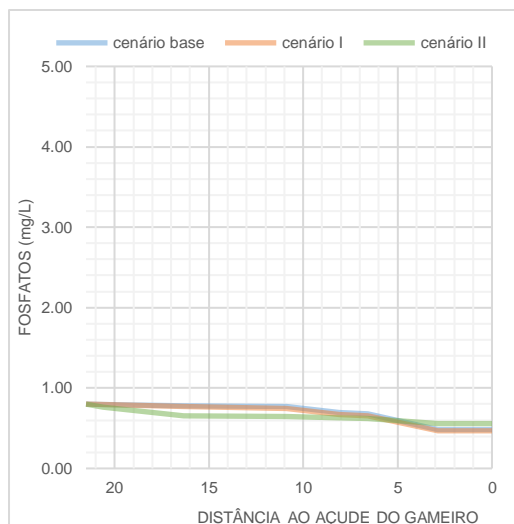


Figura 6.51 –  $P_2O_5$  – Maio de 2015

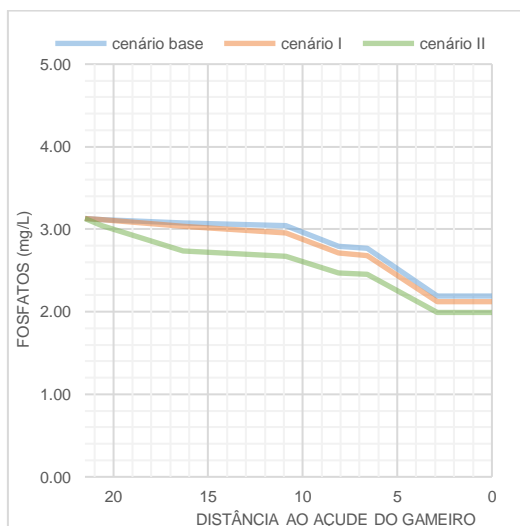


Figura 6.49 –  $P_2O_5$  – Agosto de 2014

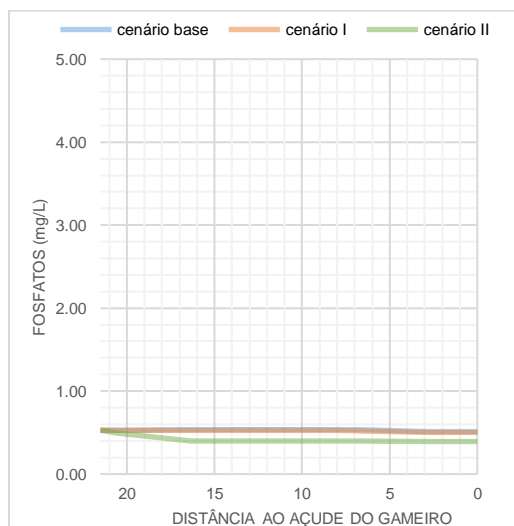


Figura 6.52 –  $P_2O_5$  – Junho de 2015

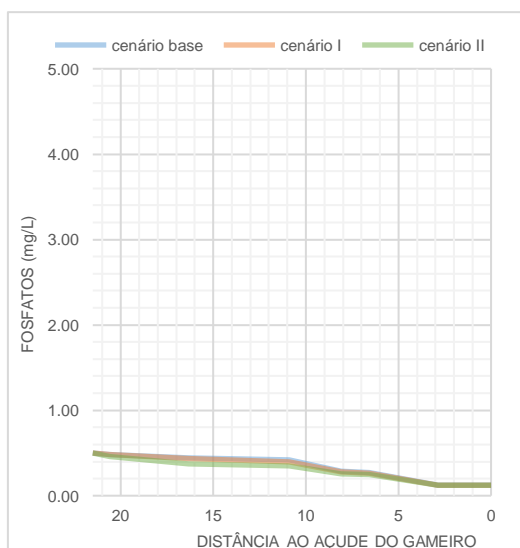


Figura 6.50 –  $P_2O_5$  – Setembro de 2014

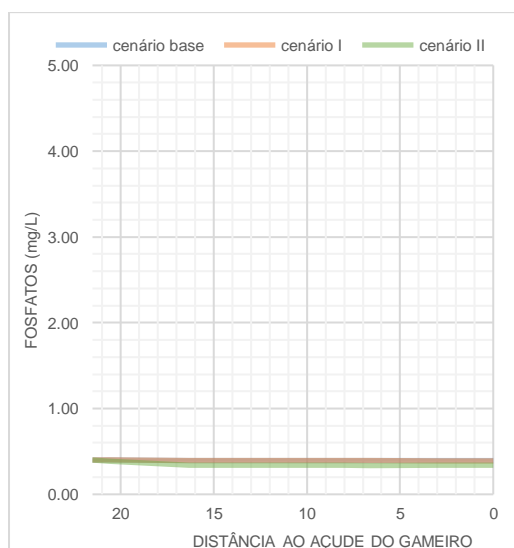


Figura 6.53 –  $P_2O_5$  – Julho de 2015

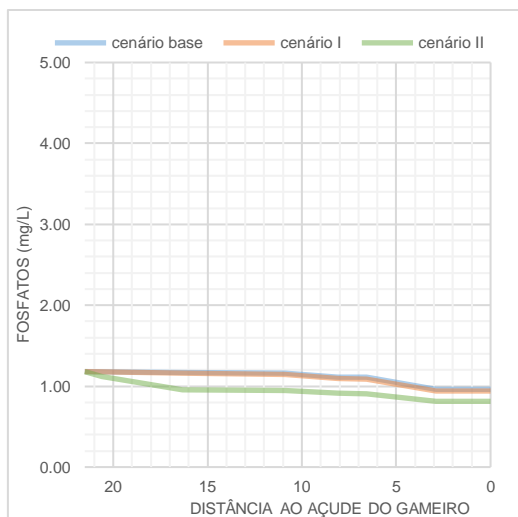


Figura 6.54 –  $P_2O_5$  – Agosto de 2015

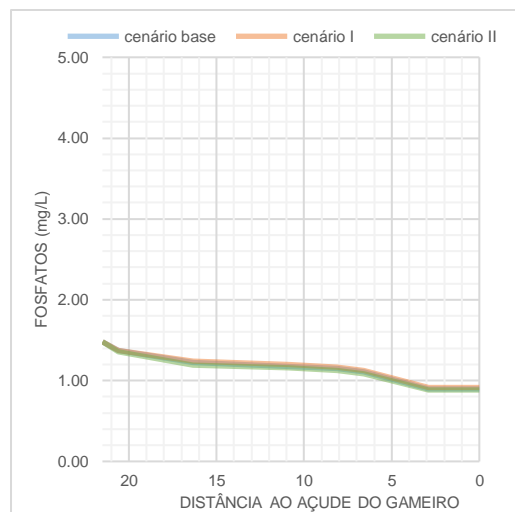


Figura 6.57 –  $P_2O_5$  – Junho de 2016

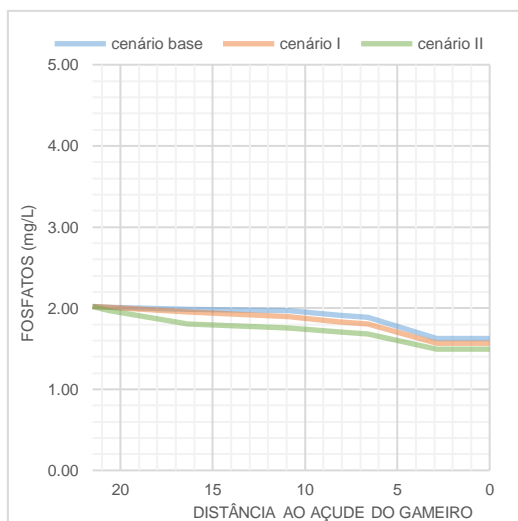


Figura 6.55 –  $P_2O_5$  – Setembro de 2015

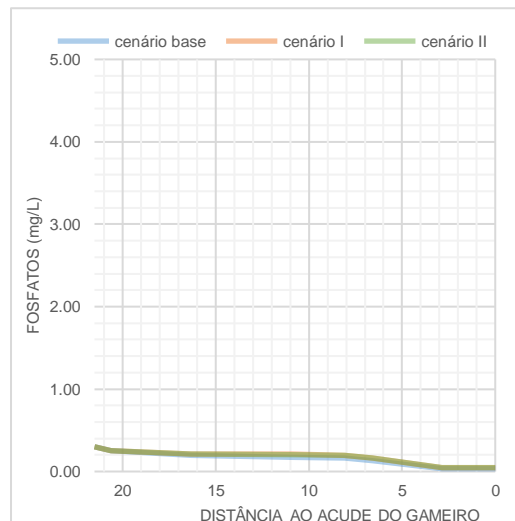


Figura 6.58 –  $P_2O_5$  – Julho de 2016

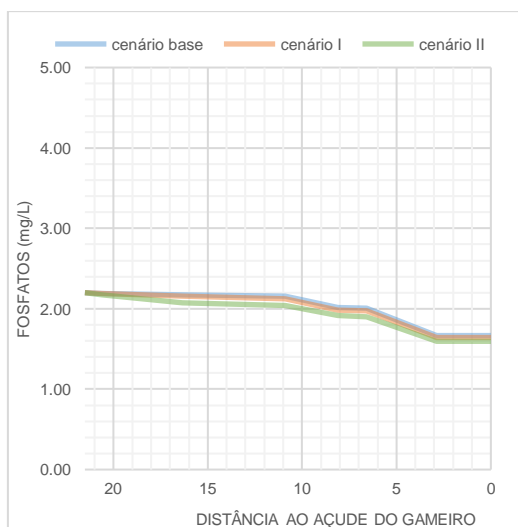


Figura 6.56 –  $P_2O_5$  – Maio de 2016

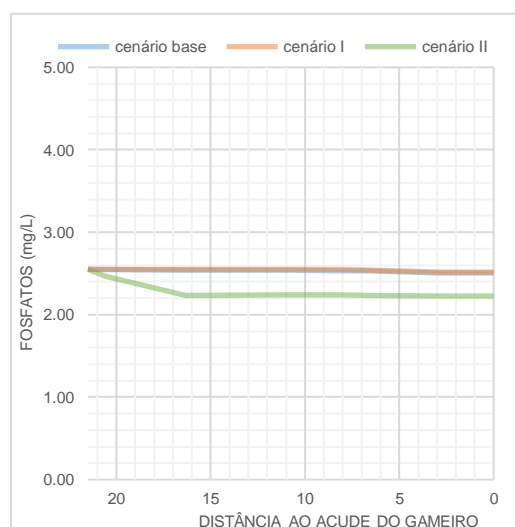


Figura 6.59 –  $P_2O_5$  – Agosto de 2016



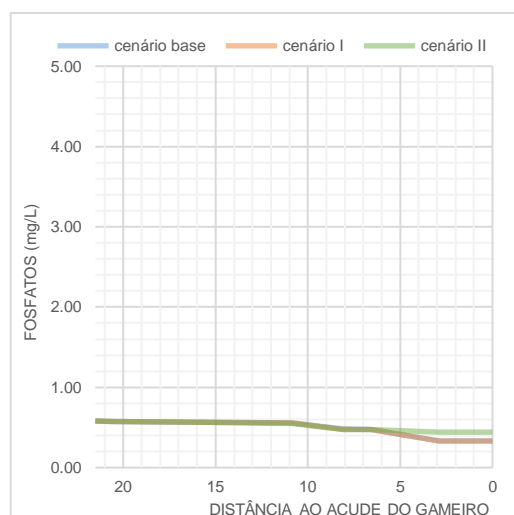


Figura 6.60 –  $P_2O_5$  – Setembro de 2016

## 6.5 Discussão dos Resultados

A partir da análise anteriormente realizada, procurou-se sintetizar os resultados e compreender o comportamento do sistema.

Os resultados obtidos, recorrendo ao modelo de simulação matemática da qualidade da água aplicado ao trecho em estudo, permitiram descrever de forma geral o comportamento da massa de água, ao longo dos diferentes períodos de simulação considerados, nomeadamente no que se refere à temperatura, ao oxigénio dissolvido, nitratos e fosfatos que correspondem aos quatro parâmetros que se assumiram como sendo aqueles que seriam analisados.

Para os parâmetros analisados verificam-se diferenças pouco significativas entre os cenários simulados, em quaisquer uns dos cinco meses, para os três anos considerados, 2014 a 2016.

Relativamente à evolução espacial ao longo do trecho em estudo, nos diferentes meses simulados, a tendência dos valores é para a estabilização. Comparando a temperatura e os valores de concentração de OD, constata-se uma recuperação das concentrações de OD para valores próximos da saturação mais rápida do que a recuperação dos valores de temperatura para a temperatura em equilíbrio.

De acordo com os resultados obtidos, verifica-se que o comportamento dos valores apresentados em qualquer parâmetro, não apresenta grandes incrementos ao longo do trecho em estudo. A diferença mais significativa dos valores obtidos, para cada parâmetro analisado, verifica-se essencialmente no início do trecho submetido a simulação, o que poderá significar que os problemas decorrem da água que é lançada para jusante da albufeira do Maranhão.

Os caudais descarregados pela albufeira do Maranhão, descarga de superfície, apresentam uma grande influência nos parâmetros analisados, essencialmente no fósforo, uma vez que a redução da sua concentração é pouco evidente em todos os cenários analisados. Constata-se que o

trecho em estudo apresenta uma fraca capacidade de auto-depuração devido aos valores de concentração de nitrato e fosfato apresentados no troço final.

No trabalho desenvolvido realizou-se um balanço de massas, com o objetivo de estimar a concentração de nutrientes na secção de referência de jusante, por uma via diferente e simplificada, relativamente à que é permitida pelo modelo. Os valores estimados foram comparados com os valores obtidos na simulação desenvolvida anteriormente através do modelo, com o objetivo de tentar avaliar a fiabilidade dos valores da concentração dos parâmetros descritores da qualidade da água obtidos na simulação com o modelo. Nesse balanço de massas estimou-se as concentrações de nutrientes apenas para um cenário, porque as diferenças entre os três cenários considerados não foram significativas. O cenário escolhido foi o cenário base, referente ao ano de 2016. O balanço de massas foi realizado recorrendo, conservativamente, a uma taxa de decaimento nula, caudais de cabeceira e caudais afluentes ao longo da linha de água e respetivas concentrações de nitratos e fosfatos. Para estimar as concentrações na secção de jusante, foi utilizada a equação 3.20:

$$[J]_f = (Q_c \times [J]_c + Q_a \times [J]_a) / (Q_c + Q_a) \quad (3.20)$$

em que:

- $[J]_f$  – Concentração de nutriente na secção de jusante  $[mg.L^{-1}]$ ;
- $Q_c$  – Caudal de cabeceira  $[m^3.s^{-1}]$ ;
- $[J]_c$  – Concentração de nutriente no caudal de cabeceira  $[mg.L^{-1}]$ ;
- $Q_a$  – Caudal afluente à linha de água  $[m^3.s^{-1}]$ ;
- $[J]_a$  – Concentração de nutriente no caudal afluente à linha de água  $[mg.L^{-1}]$ .

As tabelas abaixo apresentadas mostram os valores obtidos pelo referido, balanço, e os valores obtidos na simulação com o modelo. Analisando os valores apresentados na Tabela 6.1, verifica-se uma diferença de 1 mg/L e de 2 mg/L e as diferenças entre os valores obtidos pelo balanço e pela simulação são pouco evidentes, pelo que se considera alguma fiabilidade nas concentrações obtidas pela simulação dos cenários considerados.

Tabela 6.1 – Concentrações finais de nitratos e de fosfatos, obtidas pelos diferentes métodos

|                 | Concentração final de $NO_3^-$ ( $mg.L^{-1}$ ) |           | Concentração final de $P_2O_5$ ( $mg.L^{-1}$ ) |           |
|-----------------|--|-----------|--|-----------|
|                 | balanço de massas                              | simulação | balanço de massas                              | simulação |
| <b>Maio</b>     | 1,84   | 0,35      | 0,41   | 0,33      |
| <b>Junho</b>    | 2,70   | 0,06      | 2,67   | 2,23      |
| <b>Julho</b>    | 2,00   | 0,46      | 0,46   | 0,05      |
| <b>Agosto</b>   | 1,72   | 0,00      | 1,61   | 0,82      |
| <b>Setembro</b> | 1,88   | 0,13      | 1,84   | 1,48      |

## 6.6 Avaliação empírica da situação nos últimos anos

Em complemento, foi realizada uma resenha temporal dos vários acontecimentos ocorridos no sistema em estudo. Na correspondente análise recorreu-se aos relatórios de atividade produzidos pela ARBVS, conversas informais com a população residente na área em estudo e colaboradores da ARBVS e as fotografias que foram tiradas na área de estudo durante os vários anos, parte delas facultadas pela ARBVS e outras obtidas pelo autor da presente dissertação, que colaborou na recolha de amostras no início da campanha de rega do ano de 2017.

Em Novembro de 2010, verificou-se um esvaziamento total do açude do Gameiro, apesar deste não ser mencionado no relatório de atividade, de acordo com a pesquisa realizada. O presente esvaziamento teve como finalidade a manutenção de equipamentos (Figura 6.61).



Figura 6.61 – Açude do Gameiro, no ano 2010 (Fonte: ARBVS)

Nos relatórios de atividade, referentes aos anos de 2010, 2011 e 2012, o açude do Gameiro apresenta valores de pH significativamente elevados, acima do VMR, remetendo ao aumento da produtividade primária na massa de água. E, ao observar a Figura 6.62 verifica-se a presença de alguma turvação na água.

No ano seguinte, ano de 2013, recorrendo ao relatório de atividade produzido pela ARBVS, constata-se uma evolução positiva na qualidade da água, devido aos valores de precipitação terem sido elevados, originando uma renovação da massa de água.

Nos anos de 2014 e 2015, os valores de pH aumentaram substancialmente, remetendo novamente ao aumento da produtividade primária no açude do Gameiro. Como solução a ARBVS acionou uma comporta de modo a criar uma maior chamada e provocar o arejamento da massa de água eutrofizada, tendo desagradado o problema. A ARBVS assume uma possível relação entre os lodos depositados na albufeira do Maranhão, localizada a montante do açude do Gameiro, e a eutrofização da água no açude do Gameiro.



Figura 6.62 – Açude do Gameiro, em Setembro de 2011 (Fonte: ARBVS)

Em Maio de 2016, verificaram-se dois episódios de eutrofização significativa, apresentados nas figuras 6.63 a 6.65. No açude do Gameiro, tal como se tem verificado em anos anteriores, os valores de pH indicam aumento da produtividade primária na massa de água, de acordo também com o apresentado na Figura 6.63. A montante do açude do Gameiro, na ribeira da Raia, verificou-se um episódio de crescimento excessivo de plantas, apresentado na Figura 6.64, que despertou preocupação por parte da ARBVS.



Figura 6.63 – Açude do Gameiro, em Maio de 2016 (Fonte: ARBVS)





Figura 6.64 – Eutrofização na ribeira da Raia, em Maio de 2016 (Fonte: ARBVS)

O relatório de atividade no ano de 2017, apresentado pela ARBVS, no capítulo de monitorização da qualidade da água, não apresenta nenhuma preocupação relativamente ao açude do Gameiro. Contudo, na Figura 6.65, é possível observar um episódio significativo de eutrofização no açude do Gameiro, a presente imagem foi obtida durante a recolha de amostras para a análise da qualidade da água no início da campanha de rega. De acordo com os colaboradores da ARBVS, a Associação não compreende a origem do presente episódio de eutrofização. As plantas presentes em maior número denominam-se por *Lemna minor* ou lentilhas de água, família lemnaceae monocotiledônea e são apresentadas nas figuras 6.65 a 6.68.



Figura 6.65 – Eutrofização no Açude do Gameiro, Maio de 2017





Figura 6.66 – Plantas presentes no açude do Gameiro, Maio de 2017



Figura 6.67 – Plantas presentes no açude do Gameiro, Maio de 2017



Figura 6.68 – Plantas presentes no açude do Gameiro, Maio de 2017



A Figura 6.69, corresponde ao troço apresentado na Figura 6.64, ribeira da Raia, exatamente um ano depois. Constata-se uma, aparente, evolução positiva na qualidade da massa de água, não havendo sinais evidentes de eutrofização. De acordo, com a população residente a Plantas presentes na ribeira da Raia foram arrastadas pela corrente até ao açude do Gameiro.



Figura 6.69 – Ribeira da Raia, em Maio de 2017

Ainda em Maio do ano de 2017, a montante do troço anterior, verificou-se um crescimento excessivo de algas e plantas, apresentado na Figura 6.70, imediatamente a seguir à ponte que liga Cabeção à Portela e a 5,4 km a montante do açude do Gameiro.



Figura 6.70 – Ribeira da Raia, em Maio de 2017

Por último, no ano de 2018, o regime de gestão do açude do Gameiro foi alterado, aumentando o caudal lançado para jusante, originando um arejamento da massa de água eutrofizada presente no açude do Gameiro. Tal como se pode observar na Figura 6.71, verifica-se uma evolução positiva diminuindo substancialmente as plantas presentes na massa de água.



Figura 6.71 – Açude do Gameiro, em Janeiro de 2018

No troço mencionado anteriormente, imediatamente a seguir à ponte de Cabeção, na ribeira da Raia, verifica-se a presença de plantas (figuras 6.72 e 6.73). Mais uma vez, verifica-se a presença da *Lemna minor* ou lentilhas de água, representadas na Figura 6.74.



Figura 6.72 – Ribeira da Raia, em Janeiro de 2018





Figura 6.73 – Ribeira da Raia, em Janeiro de 2018

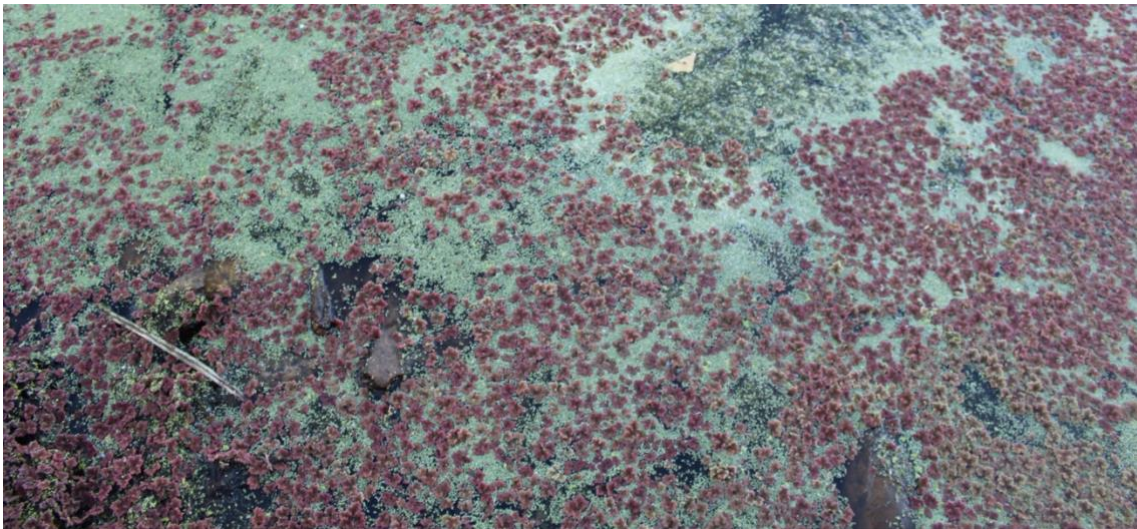


Figura 6.74 – Plantas presentes na ribeira da Raia, em Janeiro de 2018

Após os dados apresentados na presente secção, é implícita a necessidade de melhorar a qualidade da água no sistema em estudo.



## **7 Conclusões e sugestões para desenvolvimentos futuros**

O presente capítulo é organizado em duas partes: interpretação do trabalho desenvolvido, apresentação das conclusões referentes aos resultados obtidos e recomendações para desenvolvimentos futuros. A secção 7.1 consiste na análise geral da elaboração do presente documento, tendo em conta a informação recolhida, a metodologia aplicada e a coerência com o objetivo do estudo. São também identificados os aspetos mais significativos de cada componente do trabalho desenvolvido. Em 7.2 são apresentadas as conclusões retiradas dos resultados obtidos tendo em conta o objetivo do estudo realizado. Em 7.3 e 7.4 são apresentadas, respetivamente, as limitações encontradas no desenvolvimento do presente trabalho e as recomendações e sugestões para estudos futuros, para os quais o presente trabalho pode servir de ponto de partida.

### **7.1 Avaliação do trabalho desenvolvido**

Primordialmente, no presente trabalho de investigação foi necessária uma leitura ampla e abrangente sobre vários estudos relacionados com o tópico escolhido. Na revisão bibliográfica evidencia-se a necessidade de gerir a água, garantindo a disponibilidade hídrica ao nível da quantidade e qualidade. Adicionalmente, foi realizada uma pesquisa sobre as necessidades e os consumos de água e as suas repercussões no futuro, no ciclo da água.

O desenvolvimento do presente trabalho de investigação pretendeu analisar a qualidade da água das ribeiras da Seda e da Raia. Adicionalmente, tomou-se como objetivo verificar o potencial impacto da agricultura praticada em redor da linha de água em análise. Para tal, foi necessário identificar os fluxos de entrada e de saída, associados ao troço em estudo, e recolher a informação que permitisse elaborar a caracterização mais completa possível desse processo.

A maioria da informação utilizada no presente trabalho teve como principais fontes de informação os documentos e registos da ARBVS, sendo que foram consultadas outras fontes para obtenção de dados relativos às características do troço de estudo.

A caracterização e análise da área de estudo permitiu o aumento do conhecimento sobre a mesma, como a caracterização dos caudais lançados para jusante do aproveitamento do Maranhão.

Ao longo do trecho em estudo verifica-se uma carência de dados de qualidade e quantidade da água, sendo necessário estimar vários elementos em falta através de valores disponíveis para outros locais ou outras afluências ao sistema.

O cumprimento do objetivo principal foi desenvolvido com recurso ao modelo de qualidade de água QUAL2Kw, uma vez que foi necessário simular os dados, para, posteriormente, ser possível a análise da qualidade da água a jusante do aproveitamento do Maranhão.

Nessa mesma análise de resultados foram avaliados quatro parâmetros em cinco meses diferentes (Maio, Junho, Julho, Agosto e Setembro) e ao longo de três anos, a saber: temperatura; oxigénio dissolvido; nitratos; e fosfatos.

No Capítulo anterior apresentaram-se e analisaram-se os resultados obtidos através das simulações realizadas. No entanto, é implícito que as principais conclusões obtidas fossem resumidamente apresentadas no presente Capítulo.

## **7.2 Principais conclusões**

Inicialmente, na caracterização da área de estudo, verificaram-se vários episódios de eutrofização ao longo do trecho em estudo. Ao realizar o presente trabalho procurou-se identificar os fatores que, eventualmente, deram origem e incrementaram os episódios de eutrofização. Contudo, os resultados obtidos não são conclusivos.

A simulação dos resultados obtidos através do modelo QUAL2Kw, aplicado ao trecho em estudo foi relativamente fácil, dada a facilidade operacional do programa. Quanto à fiabilidade dos resultados, não foi possível comprová-la, devido à indisponibilidade de dados. Contudo, os valores das concentrações finais de nitratos e fosfatos, foram igualmente estimados através de um balanço de massas, de forma a poder compará-los com os resultados obtidos na simulação. Os valores apresentam discrepâncias pouco significativas, assumindo-se alguma fiabilidade no modelo utilizado.

Considerando os resultados das simulações realizadas no que se refere ao comportamento dos parâmetros descritores da qualidade da água, concluiu-se que a diferença do comportamento do trecho em estudo resultou, essencialmente, dos caudais lançados para jusante da albufeira do Maranhão.

## **7.3 Principais limitações e desenvolvimentos futuros**

O principal objetivo do presente caso de estudo foi avaliar a qualidade de água a jusante da albufeira do Maranhão, para tentar estabelecer relações causais entre a qualidade da água do sistema em estudo e as atividades antropogénicas na envolvente da linha de água. Apesar do modelo utilizado ser considerado um modelo robusto, sendo este utilizado internacionalmente em diversos casos de estudo e com diferentes condições, na presente aplicação não se chegou ao objetivo pretendido. De facto, no trabalho realizado os valores obtidos para os parâmetros de qualidade da água analisados não correspondem aos valores necessários para determinarem episódios de eutrofização com dimensão semelhante à verificada ao longo dos anos no sistema em estudo.

Este facto deve-se, possivelmente, a algumas limitações do estudos desenvolvido, nomeadamente, carência de dados, não identificação precisa de locais de descarga de fontes pontuais, não identificação dos fertilizantes e fito-fármacos utilizados na actividade agrícola e à monitorização ser feita apenas durante um semestre e não durante todo o ano.

É importante lembrar o esforço por parte da ARBVS em monitorizar e caracterizar a qualidade das massas de água, sendo que seria importante considerar a realização de uma monitorização anual do sistema em estudo.

Sugere-se a continuação deste trabalho de forma mais aprofundada, através de um levantamento exaustivo de todas as fontes de poluição pontuais e de uma melhor análise da contribuição das fontes difusas. Adicionalmente, considera-se que será útil proceder à simulação matemática da qualidade da água da albufeira do Maranhão e do próprio açude do Gameiro, através de modelos adequados a essas massas de água.



## 8 Referências Bibliográficas

- Almeida, J. & Brito, A. G. (2015). A Utilização de Indicadores Ambientais como Suporte ao Planeamento e Gestão de Recursos Hídricos: O Caso Da Região Autónoma Dos Açores (Portugal). Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- APA. (2012). Plano de Gestão da Região Hidrográfica do Tejo: Parte 2 – Caracterização e Diagnóstico da Região Hidrográfica. pp.142-178.
- ARBVS. (2015a). A Bacia do Sorraia - Meio Século de Dinâmica Fluvial. 1ª ed. Coruche.
- ARBVS. (2015b). Relatório e Contas - Exercício de 2014. Coruche.
- ARBVS. (2016a). Relatório e Contas - Exercício de 2015. Coruche.
- ARBVS. (2016b). Relatório Agrometeorológico 2015. Coruche.
- ARBVS. (2017). Relatório e Contas - Exercício de 2016. Coruche.
- Aubry, A. & Elliott, M. (2006). The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. Marine Pollution Bulletin, pp. 175–185.
- Barroso, L. (2009). Construção sustentável – Soluções comparativas para o uso eficiente da água nos edifícios de habitação. Dissertação Mestrado, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologias, Lisboa.
- Braga, J & Morgado, E. (2012). Água. Em Guia do Ambiente - Desenvolvimento Sustentável. 1ª ed, pp. 110–170. Lisboa.
- Carmo, J. S. (2013). Grandes barragens: vulnerabilidades e riscos. Departamento de Engenharia Civil. Universidade de Coimbra, pp. 441-461.
- Carvalho, D., Mello, J. & Silva, L. (2007) Hidrologia. Em Irrigação e Drenagem. IT 115. pp.1-86. Universidade de São Paulo.
- Castro, P. (2009). A água e o ambiente. Em Água um desafio sem Espaço nem Tempo. 1ªed, Universidade Católica Editora, pp. 227-242. Lisboa.
- Cavaco, C. & Simões, J. M. (1998). Usos e conflitos em torno da água. Em Água Desenvolvimento e Bem Estar. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas, pp. 211–216. Lisboa.

Chapra, S. C. (1997) Surface water-quality modeling. Part 1 Completely Mixed Systems. WCB – McGraw-Hill. Boston, pp.14 - 20.

Chapra, S. C., Pelletier, G. & Tao, H. (2012). QUAL2K: a modeling framework for simulating river and stream water quality, Version 2.12: Documentation and User Manual.

Coelho, P. (2009). Modelação matemática da qualidade da água em sistemas Albufeira-Rio. Dissertação de Doutoramento, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologias, Lisboa.

Cunha, L. (1998) Segurança Ambiental e Gestão de Recursos Hídricos. Lisboa.

Cunha, L., Ribeiro, L., Nascimento, J. & Proença de Oliveira, R. (2006). Recursos Hídricos. Em Alterações Climáticas em Portugal. Cenários Impactos e Medidas de Adaptação. 1ª ed, Gradiva-Publicações, pp. 117–166. Lisboa

Diogo, P. (2008). Fontes de fósforo total e o estado trófico de albufeiras em Portugal continental. Dissertação de Mestrado, Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências e Tecnologias, Lisboa.

Diogo, P. A., P. S. Coelho, M. C. Almeida, N. S. Almeida, e A. C. Rodrigues, (2003). estimativa de cargas difusas com origem agrícola na bacia hidrográfica do rio Degebe. Faculdade de Ciências e Tecnologia. Universidade Nova de Lisboa. Lisboa.

Diogo, P. A., Coelho, P. S., Almeida, M., Mateus, N.S. & Rodrigues, A. C. (2004). Simulação da qualidade da água nas albufeiras do rio Douro com um modelo de albufeiras em Série. 7º Congresso da água, APRH, Lisboa.

Dotto, C., Mannina, G., Kleidorfer, M., Vezzaro, L., Henrichs, M., McCarthy, D., Freni, G., Rauch, W. & Deletic, A. (2012). Comparison of different uncertainty techniques in urban stormwater quantity and quality modelling. Water Research, pp. 2545-2558.

DQA (2000). Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000, estabelece um Quadro de Ação Comunitária no Domínio da Política da Água, Jornal Oficial das comunidades Europeias, L 327.

EEA (2012). Environmental Indicator Report - Ecosystem Resilience and resource efficiency in a green economy in Europe. European Environment Agency. Copenhagen.

Espinha Marques, J., Samper, J., Pisani, B.V., Alvares, D., Vieira, G.T., Mora, C., Carvalho, J.M., Chaminé, H.I., Marques, J.M. & Sodr e Borges, F. (2006). Avaliação de recursos hídricos através de modelação hidrológica: Aplicação do programa VISUAL BALAN v2.0 a uma bacia hidrográfica na Serra da Estrela (Centro de Portugal). Cadernos do Laboratorio Xeoloxico de Laxe, Volume 31, pp:43-65. Corunha.



Gao, L. & Li, D., (2014). A review of hydrological/water-quality models. ResearchGate, pp. 267–276. China

Hadgu, L., Nyadawa, M., Mwangi, J., Kibetu, P. & Mehari, B. (2014). Application of Water Quality Model QUAL2K to Model the Dispersion of Pollutants in River Ndarugu. Computational Water, Energy, and Environmental Engineering, pp.162–169. Quénia.

HEC. (2010). HEC-RAS River Analysis System. User's Manual, Version 4.1, pp.1-790.

INE (2007). Inquérito à Estrutura das Explorações Agrícolas. INE, Lisboa

Instituto Nacional da Água (INAG) (1999). Barragem do Maranhão e Açudes do Gameiro e do Furadouro. Estudos de Segurança.

INMG (1991). Clima de Portugal. Normais Climatológicas da Região de <<Ribatejo e Oeste>>, correspondentes a 1951-1981. Instituto Nacional de Meteorologia e Geofísica. Vol. 2, pp. 36-37.

Kannel, P., Lee, S., Kanel, S. R., Lee, Y. & Ahn, K. H. (2007). Application of QUAL2Kw for water quality modeling and dissolved oxygen control in the river Bagmati. Environmental Monitoring and Assessment, pp. 201-217.

Knapik, H. G., Vicente, C., Fernandes, S. & Bassanesi, K. (2011). Qualidade da Água da Bacia do Rio Iguaçu: Diferenças Conceituais entre os Modelos QUAL2E e QUAL2K. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, pp.75-88.

Leão, P. & Morais, A. (2008). Mear - Metodologia para a estimativa de água de rega em Portugal. Lisboa

Leitão, A., Rodrigues, A. & Henriques, A. (1996). O Planeamento para a Gestão dos recursos Hídricos Portugueses no Início do Século XXI.

Lencastre, A. & Franco, F. M. (2010). Lições de Hidrologia. 3ª ed. Fundação Faculdade de Ciências e Tecnologia. Caparica.

Lima, W. & Zakia, M. (2000). Hidrologia de matas ciliares - Matas ciliares: conservação e recuperação. Universidade de São Paulo. São Paulo.

Marsily, G. (1994), Quelques réflexions sur l'utilisation des modèles en hydrologie, Revue des Sciences de l'Eau, 7ª ed, pp.219- 234. França.

Matrosov, E. S. & Harou, J. (2010). Simulating the Thames water resource system using IRAS-2010. International Environmental Modelling and Software. Canadá.

Miranda, P., Valente, A., Tomé, A., Trigo, R., Coelho, F., Aguiar, A. & Azevedo, E. (2006) - Clima de Portugal nos Séculos XX e XXI. Em Alterações Climáticas em Portugal. Cenários Impactos e Medidas de Adaptação. 1ª ed, pp. 47–115. Lisboa.

Monteiro, A. (2004). Eutrofização. Departamento de Engenharia Civil e Arquitetura secção de Hidráulica e dos Recursos Hídricos e Ambientais Qualidade da água e Controlo da Poluição. Instituto Superior Técnico. Lisboa.

Morgado, J. (2012). Guia do Ambiente - Desenvolvimento Sustentável: Oportunidade Inadiável. 1ª Ed, pp.110-178. Lisboa.

Nixon, S. C., Hunt, D. T., Lallana, C. & Boschet, A. F. (2000). Sustainable use of Europe's water? State, Prospects and issues. Environmental assessment series, 7ª ed, pp.1–36.

OECD (1982). Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Organization for Economic Co-operation and Development. Paris.

Pelletier, G. & Chapra, S. (2008). QUAL2Kw theory and documentation. A modeling framework for simulating river and stream water quality. Washington.

Pelletier, G., Chapra, S. & Tao, H. (2005). QUAL2Kw - A framework for modeling water quality in streams and rivers using a genetic algorithm for calibration. Science Direct, pp. 419–425.

Portaria nº 117/99 de 6 de Outubro. Diário da República nº 223/99 - I Série-B. Ministério da Agricultura, Pescas e Alimentação, da Saúde e do Ambiente e Recursos Naturais. Lisboa.

Rodrigues, J., Justino, L. & Santana. (2001). Gestão e Ambiente - Águas e a Indústria. Cascais.

Rodrigues, A., Pacheco, D., Romanets, Y., Bruns, S., Nogueira, R., Coutinho, R. & Brito, A. (2004). Modelação da Qualidade da Água da Lagoa das Furnas e da Lagoa Verde das Sete Cidades. Universidade do Minho. Braga.

Sacarrão, G. (1991). A vida e o ambiente. 1ª ed. Sintra.

Santana, D. P. (2003). Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas Sete. Embrapa e milho e Sorgo. Sete Lagoas.

Schindler, D. (1977). Evolution of phosphorus limitation in lakes. Science, pp. 260–262.

Segurévora. (2010). Identificação de Perigos, Avaliação e Controlo de Riscos Câmara Municipal de Mora. pp.2-9. Evora.

Silow, E. (2009). Lake Baikal as Possible Sentinel of the Climate Change, Scientific research Institute of Biology, Irkutsk State University, Russia.

Silva, A. L. (2003). A Utilização do Modelo WinHSPF no Estudo das Cargas Difusas de Poluição da Bacia do Ribeirão da Estiva. Universidade de São Paulo. Brasil.

Silva, M. (2009). A água e sociedade. Em Água um desafio sem Espaço nem Tempo. Universidade Católica Portuguesa, pp.191–207. Lisboa.

Silva, N. (2013). Diretiva da Água vs. Funcionamento do Ecossistema: Exemplo da barragem Crestuma-Lever. Dissertação de Mestrado, Universidade do Porto, Faculdade de Ciências.

Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1998). Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution, Elsevier Science, pp.179–196. USA.

SNIRH. (s.d.). Obtido em Dezembro de 2017, de Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos, Atlas da água: [http://snirh.apambiente.pt/snirh/\\_atlasagua/galeria/mapasweb/pt/aa1029.pdf](http://snirh.apambiente.pt/snirh/_atlasagua/galeria/mapasweb/pt/aa1029.pdf)

Teixeira, D., Teodoro, V., Costa, D., T & Fuller, B. (2007). O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Uniara*, pp.137–156.

Teixeira da Silva, A. (2014). Rio Sorraia e afluentes. Acedido em 24 de Julho de 2017, no Web site da: Farol da Nossa Terra: <http://www.faroldanossaterra.net/2014/05/20/rio-sorraia/>

Thomann, R. & Mueller, J. (1987). *Principles of Surface Water Quality Modeling and Control*. Harper Collins Publishers. New York.

Tundisi, J. G. (2006). Novas Perspetivas para a Gestão de Recursos Hídricos. *Revista USP*, pp.24–35. Brasil.

UNEP (2000). *Annual Report*. United Nations Environment Programme, pp.1–36. USA.

UNESCO/WHO/UNEO (1992). *Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme. pp.613–635. Cambridge. UK.

USEPA (2016). *Nutrient Pollution*. United States Environmental Protection Agency. Acedido em 24 de Julho de 2017, no Web site da: [www.epa.gov/nutrientpollution/problem](http://www.epa.gov/nutrientpollution/problem).

Verdelhos, T. (2003). Impacto da eutrofização na dinâmica populacional e produção de *Scrobicularia plana* (da Costa) no estuário do Mondego. pp.1–78.

Vieira, M. J. (2003). *Gestão da Água em Portugal. Os Desafios do Plano Nacional da Água*. Engenharia Civil. pp.5–13. Lisboa.

Vitousek, P., Mooney, H., Lubchenco, J. & Melillo, J. (1997). Human Domination of Earth' s Ecosystems. *Science*, vol. 277, pp.494-499.

Vrugt, J., Braak, C., Clark, M., Hyman, J. & Robinson, B. (2008). Treatment of input uncertainty in hydrologic modeling. *Water Resources Research*, pp.1–15.

Worldmeters. (2017). *Water consumption statistics, atual*. Acedido em 15 de Julho de 2017, no Web site da Worldmeters: [www.worldometers.info/water](http://www.worldometers.info/water).

WHO (2013). *Water Quality and Health Strategy 2013-2020*. World Health Organisation. United Nations Organisation.

WWO (2010). *Water Facts & Water Stories from Across the Globe*. The World Water Organisation. Acedido em 2 de Setembro de 2017, no Web site da: [www.worldwforum.org/water\\_facts](http://www.worldwforum.org/water_facts)



## Anexos



## Anexo I – Modelo cinético

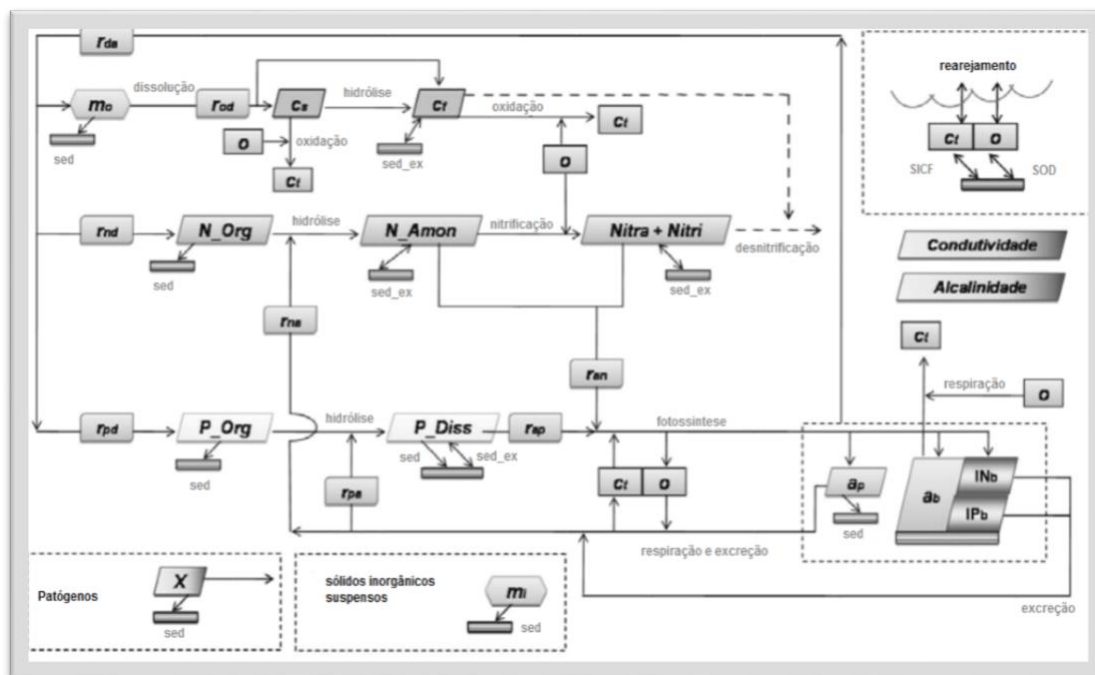


Figura A.1 – Modelo cinético e processo de transferência de massa do modelo Qual2Kw  
(Fonte: Adaptado de Pelletier e Chapra, 2008)



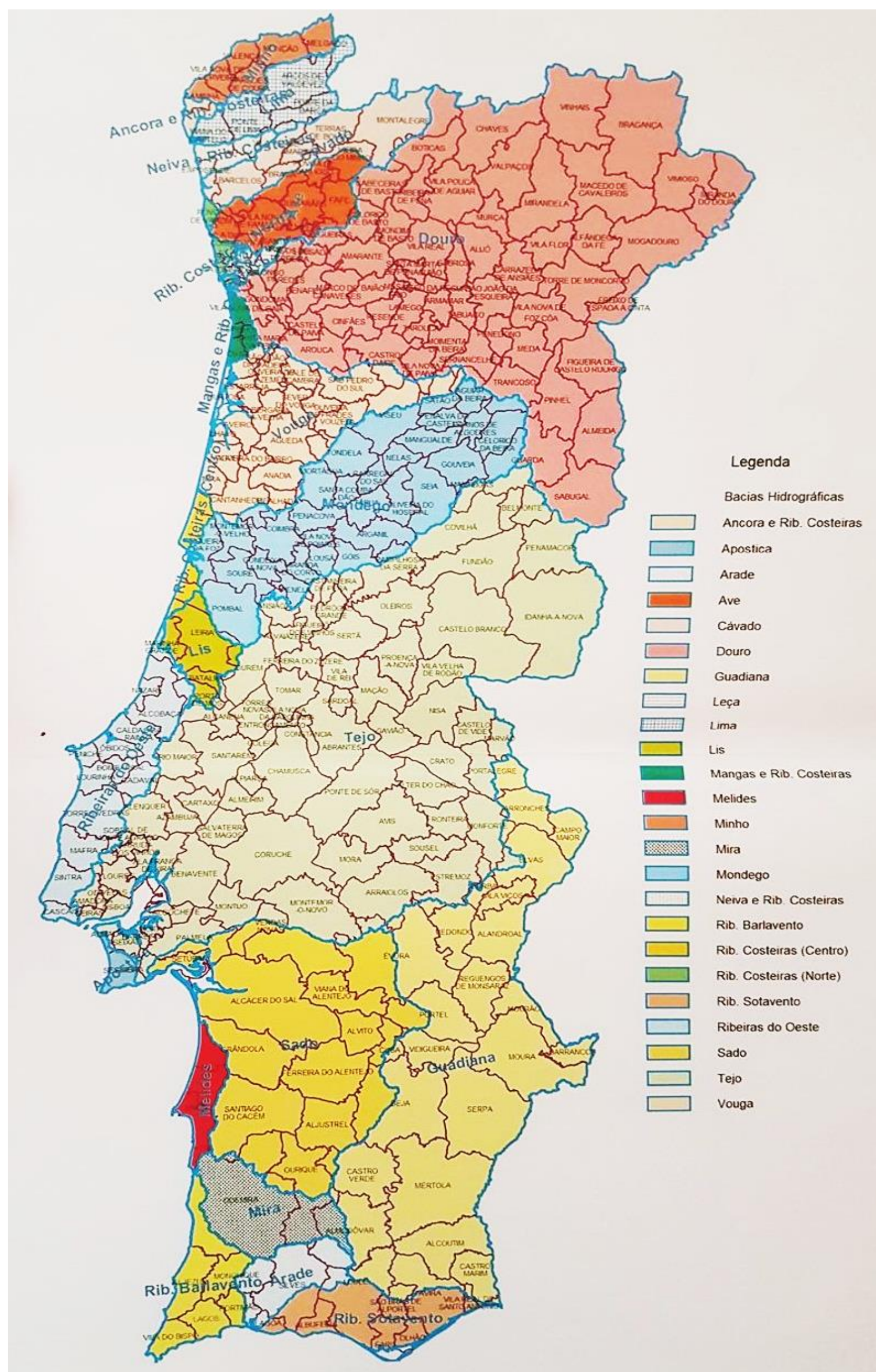


Figura A.1 – Bacias hidrográficas de Portugal



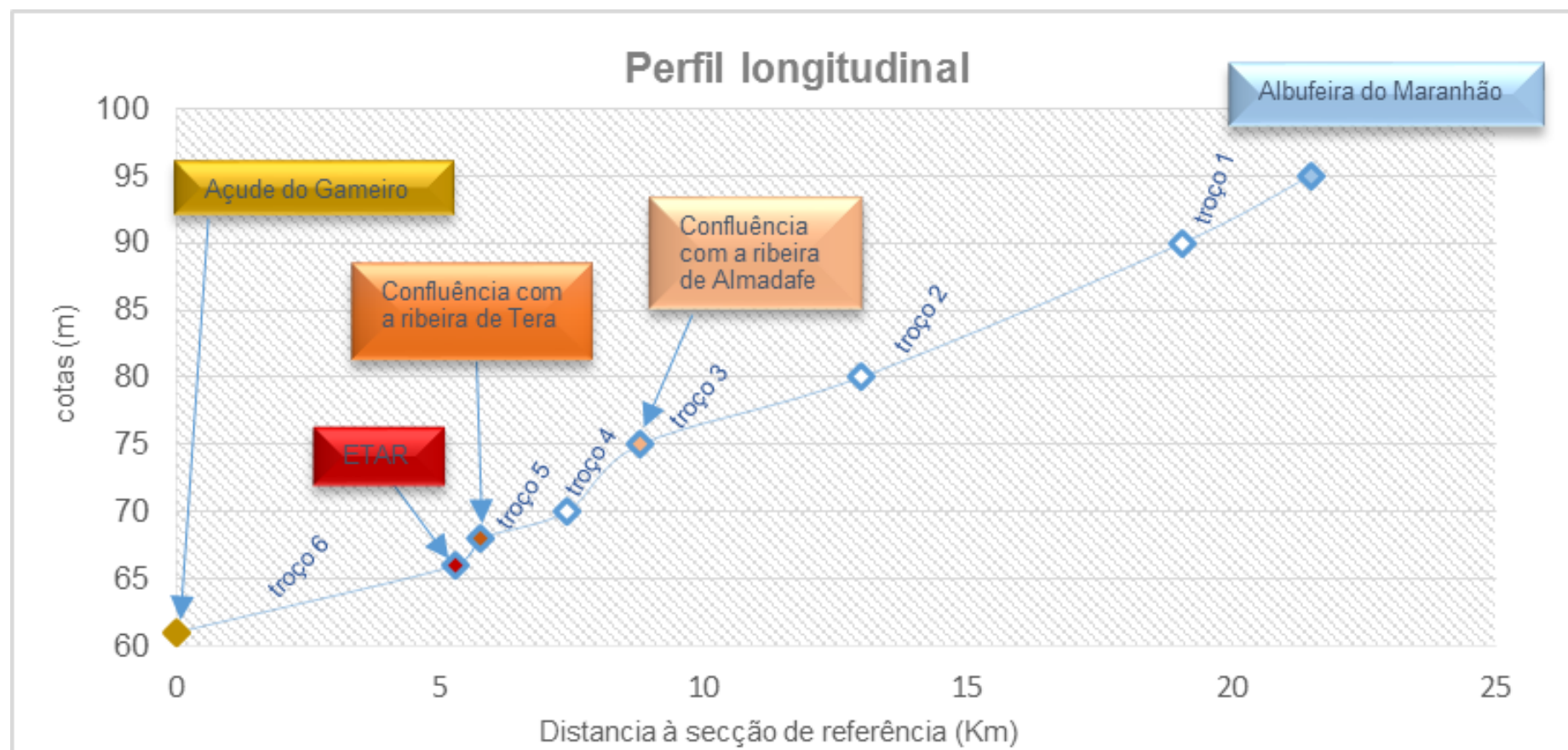


Figura A.1 – Perfil Longitudinal

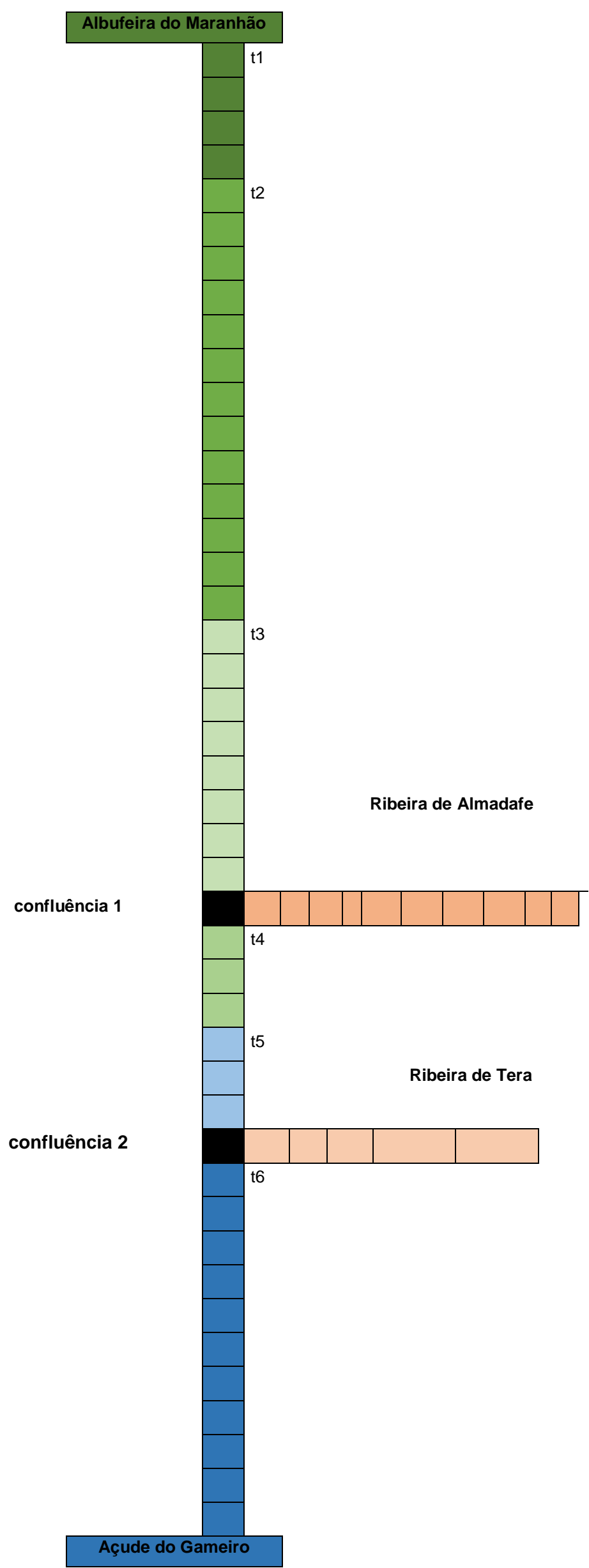


Figura A.2 – Esquema dos elementos computacionais

Anexo IV – Caudal descarregado pela albufeira do Maranhão

Tabela A.1 – Caudal descarregado pela albufeira do Maranhão para a ribeira da Seda, em m<sup>3</sup>/s, nos anos 2014, 2015 e 2016

| <b>Meses</b>     | <b>2014</b> | <b>2015</b> | <b>2016</b> |
|------------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>Janeiro</b>   | 6,92        | 0,00        | 0,00        |
| <b>Fevereiro</b> | 72,96       | 0,00        | 0,00        |
| <b>Março</b>     | 7,10        | 0,32        | 0,68        |
| <b>Abril</b>     | 13,97       | 0,00        | 7,62        |
| <b>Maiο</b>      | 1,64        | 1,78        | 11,65       |
| <b>Junho</b>     | 2,98        | 4,21        | 5,76        |
| <b>Julho</b>     | 6,86        | 5,93        | 7,18        |
| <b>Agosto</b>    | 6,34        | 5,20        | 7,35        |
| <b>Setembro</b>  | 3,23        | 1,99        | 5,27        |
| <b>Outubro</b>   | 0,72        | 0,09        | 0,60        |
| <b>Novembro</b>  | 0,03        | 0,00        | 0,07        |
| <b>Dezembro</b>  | 0,00        | 0,35        | 0,00        |

Anexo V – Dados necessários ao funcionamento do modelo

Tabela A.1 – Dados meteorológicos

| Cenários    | T <sub>média</sub> (°C) | Ponto de orvalho (°C) | V <sub>média</sub> do vento (km/h) | Nebulosidade (%) | Sombra (%) | Radiação Solar (W/m2) |
|-------------|-------------------------|-----------------------|------------------------------------|------------------|------------|-----------------------|
| <b>base</b> | 16,15                   | 11,00                 | 2,56                               | 55,65            | sem info   | 238,31                |
| <b>I</b>    | 21,84                   | 14,00                 | 2,73                               | 49,07            | sem info   | 313,85                |
| <b>II</b>   | 25,86                   | 16,00                 | 2,78                               | 35,65            | sem info   | 309,96                |
| <b>III</b>  | 25,35                   | 15,00                 | 2,57                               | 31,04            | sem info   | 283,15                |
| <b>IV</b>   | 22,08                   | 14,00                 | 2,40                               | 44,79            | sem info   | 237,42                |

Tabela A.2 – Áreas dos terrenos agrícolas cultivados em redor do trecho em estudo, nos anos 2014, 2015 e 2016

| Áreas agrícolas (m2) |                    |                    |                     |           |                    |                    |                      |           |                    |                    |                     |         |
|----------------------|--------------------|--------------------|---------------------|-----------|--------------------|--------------------|----------------------|-----------|--------------------|--------------------|---------------------|---------|
|                      | 2014               |                    |                     |           | 2015               |                    |                      |           | 2016               |                    |                     |         |
| T                    | Cultura permanente | Cultura temporária | Cultura heterogénea | Inculto   | Cultura permanente | Cultura temporária | Culturas heterogénea | Inculto   | Cultura permanente | Cultura temporária | Cultura heterogénea | Inculto |
| <b>1</b>             | 0                  | 59 688             | 0                   | 0         | 0                  | 59 688             | 0                    | 3 715 774 | 0                  | 59688              | 0                   | 0       |
| <b>2</b>             | 411 673            | 3 899 490          | 0                   | 2 522 364 | 411 673            | 2 949 323          | 0                    | 2 115 373 | 411675             | 3692203            | 0                   | 2531918 |
| <b>3</b>             | 36 479             | 4 831 860          | 0                   | 1 340 530 | 36 479             | 4 185 157          | 0                    | 0         | 36479              | 5028140            | 0                   | 1743798 |
| <b>4</b>             | 0                  | 0                  | 0                   | 0         | 0                  | 0                  | 0                    | 683 587   | 0                  | 0                  | 0                   | 0       |
| <b>5</b>             | 0                  | 880 119            | 25602               | 605 881   | 0                  | 596 622            | 25602                | 1 481 336 | 0                  | 362206             | 25602               | 629956  |
| <b>6</b>             | 400 875            | 885 352            | 0                   | 2 609 588 | 400 875            | 995 375            | 0                    | 3 715 774 | 377448             | 948010             | 0                   | 1481336 |

Tabela A.3 – Áreas dos terrenos agrícolas cultivados em redor das ribeiras afluentes, nos anos 2014, 2015 e 2016

| Áreas agrícolas (m2) |                    |           |                    |           |                    |           |
|----------------------|--------------------|-----------|--------------------|-----------|--------------------|-----------|
|                      | 2014               |           | 2015               |           | 2016               |           |
| <b>Tributários</b>   | Cultura temporária | Inculto   | Cultura temporária | Inculto   | Cultura temporária | Inculto   |
| <b>Almadafe</b>      | 106 328            | 29 359,0  | 174 859,0          | 29 468,0  | 106 328,0          | 29 359,0  |
| <b>Tera</b>          | 120 263,0          | 880 695,0 | 48 330,0           | 307 790,0 | 120 263,0          | 120 263,0 |

